UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

# DÉFORESTATION ET AGRICULTURE SUR BRÛLIS EN AMAZONIE BRÉSILIENNE : LES IMPACTS DE LA PREMIÈRE ANNÉE DE CULTURE SUR LES SOLS DE FERMES FAMILIALES DE LA RÉGION DU TAPAJÓS

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ COMME EXIGENCE PARTIELLE DE
LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
ANNIE BÉLIVEAU

MAI 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

*Avertissement*

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

*À mes parents,*

*Pour la force qu'ils me donnent et*
*la passion qu'ils m'ont transmise*

*«Soyez le changement*
*que vous voulez voir dans le monde»*

*- Gandhi*

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement Robert Davidson, mon directeur de recherche, ainsi que Marc Lucotte, mon codirecteur. Chacun à votre manière, vous avez été pendant les différentes étapes de ce projet d'un soutien extraordinaire et très apprécié. Vous formez une équipe formidable et je suis très heureuse d'avoir pu faire ce bout de chemin avec vous. Merci, Robert, pour ta disponibilité exceptionnelle, et aussi pour ton humour et ta patience pendant les semaines sur le bateau en Amazonie. Merci, Marc, pour tes judicieux conseils, ta compréhension et ton positivisme qui m'ont encouragée plus d'une fois !

Je remercie spécialement Serge Paquet pour les nombreuses heures d'aide avec les analyses statistiques. Tu auras réussi à me faire découvrir les merveilles de cette science, et ta présence a vraiment été cruciale pour l'accomplissement de mon projet. Et merci pour ton esprit musical ! Un grand merci à toutes les personnes qui m'ont aidée avec l'immense quantité d'analyses de laboratoire que j'ai dû faire pour mener à bien ce projet, à Isabelle Rheault pour ton savoir-faire et ta grande efficacité, à Sophie Chen pour tes rires et exclamations quotidiens, à Agnieska Adamowicz, ainsi qu'à Claire Vasseur pour ton aide et ton ouverture d'esprit. Un gros merci aussi à tous les stagiaires et étudiants qui m'ont donné un coup de main dans les analyses de laboratoire et statistiques : Irina Comte, Laurie Destroismaisons, Nadja Gomes Machado, Virginie Groo, Guillaume Mathieu, Cynthia Patry, Emmanuel Roux et Elsa Vitorge. Merci aux étudiants, professeurs et employés de l'Institut des sciences de l'environnement de l'UQAM, ainsi qu'à ceux du GEOTOP, du CINBIOSE et du Biodôme. Je suis choyée d'avoir pu évoluer avec vous au cours de ces dernières années ! Un merci spécial à Normand Brunet pour la place indispensable qu'il occupe pour bien des étudiants de la maîtrise. Merci à Nicolina Farella et à Hugo Poirier pour leurs conseils généreux, ainsi qu'à Otávio do Canto et à tous les membre du projet Caruso, avec qui j'ai partagé une expérience exceptionnelle. Merci à Jean Rémy Davée Guimarães et Jaime Rufino dos Santos pour leur accueil chaleureux au Brésil et pour les discussions inspirantes. Je remercie également le Centre de recherches pour le développement international (CRDI), l'Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture (IICA), le GEOTOP, l'UQAM, le Biodôme de Montréal, l'Office Québec-Amériques pour la jeunesse (OQAJ) et le MELS pour leur soutien financier.

Je remercie sincèrement les communautés du Tapajós ayant participé à nos études, et plus particulièrement celles de São Luiz do Tapajós, Nova Canãa, Santo Antônio, Mussum, Vista Alegre et Açaituba qui ont rendu cette étude possible. Ma reconnaissance va surtout aux agriculteurs et à leur famille ainsi qu'à nos guides. Je me sens privilégiée d'avoir pu créer des liens avec des gens aussi merveilleux. Je n'oublie évidemment pas les aides de terrain, ainsi que l'équipage du bateau de recherche pour son immense dévouement. Une affection spéciale pour Dona Mary qui a ensoleillé plusieurs de mes journées sur le Tapajós, et à Seu Pereira et Fernando pour les sourires et la musique ! Je vous envoie toute mon affection…

Je désire remercier du fond du coeur mes proches, ceux qui m'ont épaulée pendant ce projet. Carlos José Sousa Passos, merci pour les moments inoubliables et pour la merveilleuse découverte de ta région en ta compagnie. Tu m'auras beaucoup appris. À mes deux colocataires qui m'ont soutenue dans le quotidien : merci à Kathleen pour sa sagesse et à Adrien pour sa folie ! Vous m'avez vraiment aidée à passer à travers cette étape. Merci à mes amis, et surtout à Sonia Fafard, Shawn Duriez, Laurent Royal, Linda Sosa, Mireille Leduc et au groupe d'amis entourant la famille Cornejo. Un merci spécial à Geneviève Gallerand et à Rolando Labraña, sans qui je n'aurais pas traversé la dernière année avec autant de bonheur.

Ma maîtrise a été imprégnée par la présence et l'appui inestimable de ma famille qui a apporté soutien, compréhension et patience au cours des trois années de ce projet. Mes plus grands remerciements vont à mes parents, qui m'ont appris à être passionnée et à mordre dans la vie, et qui ont toujours montré une générosité et un dévouement incomparables. Vous m'avez tant donné ! Merci à papa de m'avoir amenée dans les sentiers de l'écriture et de la découverte, et pour tout l'amour que tu nous donnes. Merci à maman pour sa grande douceur et sa grâce inspirante. Le curieux mélange artistico-scientifique que je suis vient de toi ! Merci à mes frères Martin et Simon, et à ma petite-grande sœur Véronique, qui sont très précieux pour moi. Chacun à votre façon, vous contribuez grandement à mon épanouissement continuel. Merci à Nathalie, Pierre-Marie et Mélissa d'être parmi nous. Sans oublier Jacinthe, Samuel, Fannie et Marguerite qui naîtra bientôt, ces petits soleils qui illuminent mes journées et dont l'existence ravive mon envie de lutter pour un avenir meilleur. Tous ceux qui se sont trouvés sur mon chemin à un moment ou à un autre, je vous remercie profondément…

# PRÉAMBULE

Initié en 2005, ce projet de maîtrise s'est inscrit dans la continuité de plusieurs années de recherche participative avec des communautés riveraines de la région du Tapajós, en Amazonie brésilienne. Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet Caruso, dans lequel une équipe d'étudiants et de chercheurs canadiens et brésiliens s'intéressent à la problématique de l'exposition au mercure (Hg) et de la santé humaine ainsi qu'à ses liens avec la transformation du territoire. La troisième phase du projet Caruso visait la régionalisation des résultats obtenus au cours des deux premières parties du projet. Ayant pour thème : «Exposition au mercure, santé des écosystèmes et des populations en Amazonie : de l'échelle locale à l'échelle régionale», elle intégrait différents volets d'étude pour aborder d'une manière systématique la problématique de l'exposition au Hg à un niveau régional. Une équipe d'étudiants (Annie Béliveau, Otávio do Canto, Cynthia Patry, Hugo Poirier et Delaine Sampaio) s'est penchée sur les aspects environnementaux de la problématique, sous la direction de Marc Lucotte, Robert Davidson et Jean-Remy Davée Guimaraes. L'équipe de Donna Mergler (Myriam Fillion, Mélanie Lemire et Carlos José Sousa Passos) et de Johanne Saint-Charles (Frédéric Mertens) s'est quant à elle intéressée aux dimensions de santé humaine et sociale du problème. La force du projet Caruso était son approche interdisciplinaire et écosystémique, permettant d'aborder les problèmes vécus par les communautés dans leur ensemble.

Ce projet de recherche visait à analyser les impacts de la déforestation par brûlis et de la première année de culture sur les propriétés physico-chimiques des sols de la région du Tapajós. L'étude a permis de poursuivre les études de Marc Roulet, d'Hugo Poirier et de Nicolina Farella, tout en abordant la question du déboisement sous un angle régional. Réalisé parallèlement à une étude de caractérisation de jachères agricoles (menée par Cynthia Patry) et à un projet reliant pêche, usages des bassins versants et contamination au Hg (mené par Delaine Sampaio), ce travail a contribué à dresser un meilleur portrait des impacts du mode actuel d'utilisation du territoire sur les sols de la région du Tapajós.

Le présent mémoire débutera par une introduction générale qui éclairera les lecteurs sur le contexte global dans lequel s'inscrit la problématique étudiée. Après une brève introduction des particularités générales de l'Amazonie, l'historique de sa colonisation et de l'exploitation de son territoire, un portrait de l'agriculture amazonienne ainsi que les causes et conséquences de la déforestation seront exposées. Enfin, une introduction sur les impacts du déboisement sur les sols amazoniens et sur la problématique de Hg servira de préambule pour les deux chapitres qui constituent le cœur de ce mémoire. Mais d'abord, l'approche générale de la recherche, la région à l'étude, les hypothèses, les objectifs ainsi qu'une brève description de la méthodologie précéderont les chapitres principaux. Ces derniers, deux articles rédigés en anglais, sont destinés à être publiés dans des périodiques scientifiques. Le premier article (Chapitre 2) porte sur les effets de la première année de culture suivant le brûlis sur les propriétés physico-chimiques du sol en général, et le second (Chapitre 3) traite plus spécifiquement du cas particulier des impacts du brûlis sur les variations des teneurs en Hg des sols. L'article portant sur la fertilité du sol sera soumis pour publication dans la revue *Agriculture, Ecosystems & Environment*, tandis que l'article sur le Hg sera proposé à *Science of the Total Environment.* Enfin, le texte se terminera par une conclusion générale incluant des propositions de mesures pouvant favoriser un développement plus viable de l'Amazonie dans le contexte actuel de l'essor de l'agriculture.

Les résultats de ce projet de recherche ont amené des précisions sur les variations de Hg et des propriétés du sol au cours de la première année suivant le déboisement et à un niveau régional. Les connaissances sur les dynamiques de Hg et des sols sont toujours partielles, et cette nouvelle étude permet de redéfinir les directions à prendre pour limiter le lessivage du contaminant et pour assurer le maintien de la fertilité des sols. Ce projet, s'ajoutant aux autres volets du projet Caruso, ainsi qu'aux nombreux travaux portant sur les effets de la transformation du territoire sur l'environnement, contribue à l'émergence d'un modèle de développement plus viable et ayant moins d'impacts sur les écosystèmes et les populations amazoniennes.

# TABLE DES MATIÈRES

PRÉAMBULE ..... v

LISTE DES TABLEAUX ..... xi

LISTE DES FIGURES ..... xii

RÉSUMÉ GÉNÉRAL ..... xiv

CHAPITRE 1

INTRODUCTION ..... 1

1.1. L'Amazonie ..... 1

1.2. Historique de la colonisation de l'Amazonie brésilienne ..... 2

1.3. Les causes de la déforestation amazonienne ..... 4

1.4. L'explosion du secteur agricole au Brésil et en Amazonie ..... 5

1.5. Portrait de la petite et de la grande agriculture ou David contre Goliath ..... 6

1.6. Agriculture et déboisement ..... 9

1.7. Les conséquences de la déforestation amazonienne ..... 10

*1.7.1. La dégradation des sols amazoniens ..... 11*

*1.7.2. La libération du mercure naturel des sols ..... 13*

1.8. Les sols : une ressource à préserver ..... 14

1.9. Approche et méthodes ..... 15

*1.9.1. Approche participative et éthique de recherche ..... 15*

*1.9.2. La région du Tapajós ..... 15*

*1.9.3. Hypothèses de recherche ..... 17*

*1.9.4. Objectif général ..... 19*

*1.9.5. Objectifs particuliers ..... 19*

*1.9.6. Méthodes de collecte et d'analyses d'échantillons ..... 20*

1.10. Références ..... 21

CHAPITRE 2

DYNAMIQUES DES PROPRIÉTÉS DES SOLS DE FERMES FAMILIALES DE LA RÉGION DU TAPAJÓS (AMAZONIE BRÉSILIENNE) APRÈS LA PREMIÈRE ANNÉE DE CULTURE SUR BRÛLIS ..... 30

Résumé ..... 30

CHAPTER 2

SOIL NUTRIENT DYNAMICS AFTER ONE YEAR OF SLASH-AND-BURN CULTIVATION ON SMALL-SCALE RIPARIAN FARMS OF THE TAPAJÓS REGION, BRAZILIAN AMAZON ..... 31

Abstract ..... 31

1. Introduction ..... 32

2. Methods ..... 34

*2.1. Study area* ..... *34*

*2.2. Data collection* ..... *35*

*2.3. Laboratory analyses* ..... *36*

*2.4. Statistical analyses* ..... *37*

*2.5. Soil classification* ..... *38*

3. Results ..... 39

*3.1. Initial soil physico-chemical properties* ..... *39*

*3.2. Effects of the first year of slash-and-burn cultivation on soil physico-chemical properties* ..... *40*

- *Soil physical properties* ..... 40
- *Soil Organic Matter* ..... 41
- *Soil available cations, phosphorus and minerals* ..... 41

4. Discussion ..... 43

*4.1. Fine particles* ..... *44*

*4.2. Total C and total N* ..... *44*

*4.3. Available nitrogen* ..... *45*

*4.4. Cations* ..... *47*

*4.5. Phosphorus and minerals* ..... *48*

5. Conclusion ..... 49

6. Acknowledgments ..... 50

7. References ..... 51

CHAPITRE 3

PREMIERS SIGNES DE DÉPLACEMENT DE HG DANS DES SOLS DE FERMES FAMILIALES DE L'AMAZONIE BRÉSILIENNE, UN AN APRÈS LE DÉBOISEMENT PAR BRÛLIS ET LES PREMIERS MOIS DE CULTURE ..... 68

Résumé ..... 68

CHAPTER 3

EARLY HG MOBILITY IN CULTIVATED TROPICAL SOILS ONE YEAR AFTER SLASH-AND-BURN OF THE PRIMARY FOREST, IN THE BRAZILIAN AMAZON .... 69

Abstract ..... 69

1. Introduction ..... 70

2. Methods ..... 72

*2.1. Study area* ..... *72*

*2.2. Data collection* ..... *74*

*2.3. Laboratory analyses* ..... *75*

*2.4. Statistical analyses* ..... *76*

*2.5. Soil classification* ..... *77*

3. Results ..... 78

*3.1. Soil characteristics before slash and burn* ..... *78*

*3.2. Overall soil dynamics and interrelations between physico-chemical characteristics illustrated by Correspondence Analyses (CAs)* ..... *79*

*3.3. Hg and soil properties changes following slash-and-burn and a 1-year cultivation period* *80*

- *Soil density and texture* ..... 80
- *Soil total Hg* ..... 81
- *Hg in soil fractions* ..... 82
- *Cations and minerals* ..... 82

4. Discussion ..... 83

*4.1 Loss of fine particles* ..... *83*

*4.2. Total Hg retention* ..... *83*

*4.3. Early Hg mobility* ..... *84*
*4.4. Relationships between cation enrichment and Hg distribution* ..... *85*
5. Conclusion ..... 86
6. Acknowledgments ..... 87
7. References ..... 88

CHAPITRE 4

CONCLUSION GÉNÉRALE ..... 101

4.1. Synthèse des résultats de l'étude ..... 101
4.2. Limites de l'étude et ouverture pour de futurs travaux ..... 103
4.3. Réflexions à la suite de l'étude ..... 104
4.4. Quelques pistes pour une Amazonie plus viable ..... 105
*4.4.1. Soutien à l'agriculture familiale et aux communautés rurales* ..... 106
*4.4.2. Prise en compte des caractéristiques du milieu naturel et humain* ..... 107
4.5. Dernières considérations : les dilemmes du développement en Amazonie ..... 108
4.6. Références ..... 110

APPENDICE A - COLLECTE ET ANALYSE D'ÉCHANTILLONS ..... 113

APPENDICE B - VARIABILITÉ RÉGIONALE ..... 115

APPENDICE C - MÉTHODE DE CLASSIFICATION TEXTURALE ..... 118

APPENDICE D - ANALYSES DE CORRESPONDANCES ..... 121

APPENDICE E - CALCUL EFFET FERTILISATION DU BRÛLIS ..... 122

Références ..... 123

# LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 2

Table 1: Initial soil physico-chemical properties ..... 58

Table 2: Changes in soil physico-chemical properties after slash-and-burn ..... 59

and 1 year of cultivation ..... 59

CHAPITRE 3

Table 1: Soil properties at 0-5cm ..... 96

Table 2: Soil properties at 20-25cm ..... 96

APPENDICES

Tableau 1 : Liste des communautés et des agriculteurs participants ..... 113

Tableau 2 : Méthodes d'analyses de laboratoire ..... 114

Tableau 3: Distribution de la variabilité de Hg dans les sites forestiers ..... 117

Tableau 4: Texture des sites étudiés par communauté ..... 120

Tableau 5 : Valeurs Eigen, % cumulatif de variance et Inertie des AC ..... 121

Tableau 6 : Comparaison de l'effet de fertilisation avec deux études ..... 122

## LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 1

Figure 1: Situation géographique et États constituant l'Amazonie légale (Brésil) ..... 2
Figure 2 : L'Amazonie brésilienne et la région d'étude ..... 16

CHAPITRE 2

Figure 1: Location map of the study area ..... 57
Figure 2: Soil density changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 60
Figure 3: Soil fine particles changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 60
Figure 4: Total soil C changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 61
Figure 5: Total soil N changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 61
Figure 6: Soil $NH_4$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 62
Figure 7: Soil $NO_3$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 62
Fig. 8: Soil available CaMgK changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 63
Figure 9: Soil available Ca changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 63
Figure 10: Soil available Mg changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 64
Figure 11: Soil available K changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 64
Figure 12: Soil available Al changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 65

Figure 13: Soil pH changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 65
Figure 14: Soil $P_{ex}$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 66
Figure 16: Soil $Al_{cdb}$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 67
Figure 17: Soil $Fe_{cdb}$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils ..... 67

CHAPITRE 3

Figure 1: Location map of the study area ..... 95
Figure 2: Hg distribution in relation to soil granulometric fractions and to soil texture at initial state, for the 0-5 and 20-25cm horizons ..... 97
Figure 3: Relationships between initial cations content and initial total Hg and Hg-fp ..... 97
Figure 5: Changes in soil density in relation to depth upon deforestation and a 1-year cultivation period for two soil textures ..... 99
Figure 6: Changes of Hg on soil granulometric fractions upon deforestation and a 1-year cultivation period, for combined sandy and clay soil samples ..... 99
Figure 7: Changes in soil sum of bases (CaMgK) in relation to depth upon deforestation and a 1-year cultivation period for two soil textures ..... 100
Figure 8: Changes in soil $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$ in relation to depth upon deforestation and a 1-year cultivation period for two soil textures ..... 100

APPENDICES

Figure 1 : Variations de Hg du sol entre les communautés étudiées à l'état initial ..... 115
Figure 2 : Variation de Hg dans le profil des sols par communauté étudiée ..... 116
Figure 3 : Relation entre le % de pf (0-63µm) et les valeurs de values et de chroma ..... 118

# RÉSUMÉ GÉNÉRAL

La croissance de la présence humaine en Amazonie brésilienne s'accompagne d'une forte accélération du rythme de la déforestation. En plus du développement agricole à grande échelle comme première cause du déboisement dans la région, l'agriculture familiale occupe une place grandissante au sein du problème. En effet, au cours des quarante dernières années, des milliers de familles migrent et s'établissent sur des petites fermes de communautés rurales amazoniennes, contribuant ainsi à la conversion de la forêt en terres agricoles. Cultivant sur des sols généralement peu fertiles, les petits agriculteurs utilisent la méthode de la coupe sur brûlis afin de dégager leur lot et de fertiliser la terre, ce qui leur permet d'assurer leur subsistance. Cependant, en plus d'avoir des effets sur les propriétés des sols, une relation a été établie entre le brûlis et la libération du mercure (Hg) naturel du sol vers les cours d'eau, ce qui affecte la santé des communautés locales qui sont exposées à ce contaminant par leur grande consommation de poisson. L'objectif de cette étude est de caractériser la variabilité régionale des sols forestiers amazoniens, ainsi que les effets du déboisement par brûlis sur les propriétés physico-chimiques et la teneur en Hg des sols au cours de la première année après le brûlis. Cette étude s'insère dans le projet Caruso et s'inscrit dans la continuité de plusieurs années de recherche participative, interdisciplinaire et écosystémique avec des communautés de la région du Tapajós. Dans cette région, un de ces fronts pionniers les plus importants de l'État du Pará, de grands changements culturel, socioéconomique et environnemental sont survenus et se produisent toujours depuis l'intensification de la colonisation du territoire.

Pour mener à bien la présente étude, 429 échantillons de sols ont été prélevés dans cinq communautés riveraines situées sur un gradient de 150 km le long de la rivière Tapajós, un des principaux affluents du fleuve Amazone. Les mêmes emplacements situés sur 26 fermes familiales ont été échantillonnés à deux reprises, soit au cours des étés 2004 (immédiatement après le défrichage, avant le brûlis) et 2005 (un an après le brûlis et les premiers mois de culture). Diverses propriétés physico-chimiques ainsi que le Hg des sols prélevés avant le brûlis et après la première année de culture ont été analysés. Nos résultats montrent qu'avant le déboisement, à l'état initial, 15 des 20 propriétés édaphiques étudiées (densité, pH, $NO_3$, K, Fe, Al, C total, N total, % de particules fines, $P_{ex}$, $P_{cdb}$, $P_{apa}$, $P_{org}$, $Fe_{ecdb}$ et $Al_{cdb}$) différaient significativement selon la texture à la surface du sol. À l'horizon 20-25 cm, seulement 10 variables étaient influencées par la texture. Nos analyses indiquent aussi que plusieurs propriétés du sol ont été significativement modifiées au cours de la première année suivant le brûlis. L'absence de couverture forestière et les activités agricoles ont eu des effets marqués sur les caractéristiques physiques des sols, comme l'illustrent l'érosion de 24 % des particules fines à la surface du sol et l'augmentation significative de la densité ($p<0,0002$ pour les sols argileux et $p<0,0450$ pour les sols sablonneux). Des dynamiques variées ont été observées pour divers nutriments en relation à l'apport de cendres provenant de la forêt primaire, ainsi qu'à la suite de l'interruption subséquente de l'enrichissement nutritif causé par le retrait de la végétation. Par exemple, une hausse significative de la somme des bases ($p<0,0003$) et du pH ($p<0,0002$) a été notée à la surface des sols argileux. Les formes de phosphore les moins récalcitrantes ont également augmenté dans les deux textures de sols étudiées. Aussi, même si les teneurs en nitrate ont augmenté dans les deux textures de sols (significativement pour les sols argileux, $p<0,0407$), un lessivage des deux formes d'azote

disponible (nitrate et ammonium) a été détecté, surtout dans les sols sablonneux. De même, le potassium a également subi un lessivage marqué, tel que le montrent les augmentations significatives de ses concentrations ($p<0,0001$ pour les sols argileux et $p<0,0010$ pour les sols sablonneux) dans les horizons 50-55 cm. De plus, malgré une rétention de Hg total dans le sol au cours de la première année de culture, un changement significatif dans la distribution de Hg entre les différentes fractions du sol a été observé. Au cours de la période immédiate après le brûlis, un transfert de Hg des particules fines vers les particules plus grossières du sol s'est en effet produit, suggérant que certaines liaisons chimiques avec les sites d'adsorption des argiles ont été rompues. Une compétition chimique causée par l'enrichissement cationique subit peut avoir été responsable de cette mobilisation de Hg, laissant augurer un éventuel lessivage du contaminant dans les stades ultérieurs d'utilisation du sol.

Notre modèle d'échantillonnage, avec ses dimensions régionales et temporelles innovatrices, nous a permis de centrer précisément notre étude sur les variations des propriétés et des teneurs en Hg des sols au cours des premiers mois de culture suivant le brûlis et de mieux comprendre la réponse pédologique suite à cette perturbation. Cette étude, abordant la problématique sous un angle régional, a fait ressortir la prépondérance de l'influence de la texture des sols sur leurs caractéristiques initiales ainsi que sur leurs dynamiques en réponse au brûlis. Tenant compte de la variabilité pédologique, ce projet de recherche contribue à redéfinir les directions à prendre pour limiter les impacts du déboisement par brûlis sur la fertilité du sol ainsi que sur le lessivage de Hg.

La conclusion générale de ce mémoire, en plus de faire ressortir les contributions, mais aussi, les limites de l'étude, souligne le dilemme opposant développement et protection de l'environnement au cœur duquel se trouve l'Amazonie. Quelques pistes de réflexion pour un développement soutenable de l'Amazonie sont proposées. Par exemple, l'auteure rappelle qu'un soutien à l'agriculture familiale et aux communautés rurales ainsi qu'une prise en compte des caractéristiques environnementales et humaines sont à inclure dans l'élaboration de recommandations visant un développement plus durable de l'Amazonie. S'ajoutant aux nombreux autres travaux portant sur l'agriculture et le déboisement en Amazonie, cette étude réaffirme la nécessité d'un modèle de développement agricole favorisant des pratiques écologiquement, économiquement et socialement viables qui assurera le maintien de la santé des écosystèmes et des populations.

**Mots-clés:** Amazonie, région du Tapajós, déforestation, petite agriculture, agriculture sur brûlis, mercure, fertilité du sol, texture du sol, usage de la terre.

# CHAPITRE 1

# INTRODUCTION

## 1.1. L'Amazonie

L'Amazonie contient le réservoir d'eau douce le plus grand (Margulis, 2004) et le plus diversifié au monde (Henderson et Crampton, 1997). Elle comprend également la forêt tropicale la plus étendue de la planète, avec une superficie d'environ 5 000 000 $km^2$ (Sioli, 1984). Soixante-dix pour cent de la forêt amazonienne se trouve à l'intérieur des frontières brésiliennes (Murça Pires et Prance, 1977). Très riche et très complexe, la région est également reconnue pour son incroyable diversité de cultures, de modes de vie et de paysages. L'Amazonie légale inclut neuf États brésiliens (Amazonas, Acre, Rôndonia, Roraima, Amapá, Pará, Tocantins, Mato Grosso, Maranhão) (Figure 1) et représente 64,9 % du bassin amazonien total (Grupo de Trabalho Interministerial, 2006). L'Amazonie d'aujourd'hui, d'une impressionnante hétérogénéité écologique, ethnique, culturelle et sociale, est le résultat de grandes transformations humaines ayant façonné le territoire au cours du dernier siècle.

**Figure 1: Situation géographique et États constituant l'Amazonie légale (Brésil)**

(Image tirée du site du SIVAM, 2008)

(Image tirée du Ministério da Saúde, 2008)

## 1.2. Historique de la colonisation de l'Amazonie brésilienne

La colonisation de l'Amazonie s'est déroulée en plusieurs vagues successives liées à différents cycles d'exploitation des ressources. Elle s'est inscrite dans une logique exogène de production de matières premières destinées à combler les besoins des grands centres économiques du pays (Granchamp et Simões, 2006). La région a d'abord connu ses premiers essors économiques avec les *seringueiros* (extracteurs de caoutchouc), puis ensuite, vers les années 80, avec la ruée vers l'or et l'immigration massive de *garimpeiros* (chercheurs d'or). Son exploitation s'est poursuivie avec les cycles du bois, de l'élevage et, aujourd'hui, du soya (Cohenca, 2005).

Une combinaison de facteurs politiques, économiques et démographiques a conduit, au cours des dernières décennies, à de grandes migrations vers l'Amazonie (Giroux et Soumis, 2000; Margulis, 2004). Après l'arrivée au pouvoir du gouvernement militaire à la suite d'un coup d'État en 1964, une politique d'intégration et de colonisation du territoire « vierge » amazonien (le *Plano de Integração Nacional)* a été mise en œuvre (Secretaria de Comunicação de Governo, 1997). Le gouvernement, qui appréhendait une invasion des

frontières brésiliennes par les pays voisins, avait la volonté d'occuper l'Amazonie afin d'assurer la souveraineté du pays face aux menaces étrangères. De plus, la forte pression démographique, ainsi que la famine et la pauvreté omniprésentes au Sud et dans le Nordeste, ont également joué des rôles importants dans l'adoption de mesures favorisant la relocalisation d'une partie de la population dans la région Nord (Laurance, 1999). Ainsi, adhérant au slogan « des terres sans hommes pour des hommes sans terres » (SCG, 1997) et attirés par les perspectives d'accès à la terre, plus d'un million de familles ont massivement migré vers l'Amazonie depuis 1970 (Benhin, 2006; Browder *et al.*, 2004).

Afin de mener à bien cet imposant projet de colonisation de l'Amazonie, et afin de «réaliser la réforme agraire, de maintenir le cadastre national foncier et d'administrer les terres publiques de la République», l'*Instituto National de Colonisação e Reforma Agrária* (INCRA) fut mis sur pied (INCRA, 2006). L'INCRA était — et est toujours — chargé de l'établissement de projets d'*assentamentos* (communautés agricoles établies suite à une colonisation planifiée de l'INCRA) ainsi que de la distribution de terres publiques aux familles migrantes. Les premiers colons se sont d'abord installés sur les abords des routes, sur des lots de terre d'environ 100 hectares délimités par l'INCRA, afin d'y pratiquer une agriculture de subsistance (Giroux et Soumis, 2000; INCRA, 2006; Théry, 1997). Le développement de l'Amazonie s'est donc articulé autour de l'instauration d'un large réseau routier (Théry, 1997).

Plus récemment, l'exploitation du territoire — et la déforestation — s'est intensifiée en raison de la croissance économique du Brésil et de l'influence grandissante des lois du marché international. La situation économique du pays, ses défis en tant que pays émergent, ainsi que la conjoncture mondiale en agriculture ont amené le gouvernement brésilien (avec son projet *Avança Brasil*) à accélérer le développement et l'exploitation du territoire amazonien, riche en ressources et prometteur pour la croissance du Brésil (Laurance *et al.*, 2001).

## 1.3. Les causes de la déforestation amazonienne

La colonisation de l'Amazonie et l'intensification des activités d'origine anthropique dans cette région ont été accompagnées d'une accélération de la destruction de la forêt tropicale (Almeida et Campari, 1995; Mahar, 1989). La forêt amazonienne représente environ 40 % des forêts tropicales toujours existantes sur la planète, mais elle est celle dont le taux absolu est le plus élevé de déforestation (Laurance *et al.*, 2001; Peres, 2005). En 1970, seulement 1 % de la couverture végétale du territoire avait été coupée (INPE, 2004, dans Peres, 2005), mais en 2004, ce taux atteignait environ 17 % (Margulis, 2004). Une forte augmentation du rythme de déforestation s'est produite pendant les années 90 (Laurance, 1999) et depuis le début du 21$^{e}$ siècle (Nepstad *et al.*, 2006). Au cours de l'année 2003-2004, selon l'INPE, plus de 27 429 km$^2$ ont été déboisés. Malgré une baisse d'environ 30 % du taux de déforestation durant l'année 2005 (INPE, 2007), liée à diverses initiatives du gouvernement brésilien, une augmentation du déboisement est à prévoir dans les prochaines années en raison de l'accélération du développement agricole dans la région (Nepstad *et al.*, 2006).

Les causes de la déforestation sont multiples et complexes. Se produisant souvent hors du contrôle du gouvernement (Fearnside, 1997), la déforestation est liée entre autres à la pression démographique du pays ainsi qu'aux forces de la mondialisation (Laurance, 1999). Les activités minières, le développement routier (Alencar *et al.*, 2005), la construction de barrages (Fearnside, 2000, 2005, 2006), l'exploitation forestière (Lentini *et al.*, 2005) et l'agriculture (Farella, 2005) sont parmi les principales causes de la transformation du territoire en Amazonie. La région est aussi le plus grand producteur de bois tropicaux au monde (Veríssimo et Amaral, 1998), la majeure partie de ce bois (64 % en 2005) étant destinée au marché brésilien (Lentini *et al.*, 2005). De plus, les milliers de kilomètres de routes (Alencar *et al.*, 2005; Fearnside, 2001) et les incitatifs fiscaux créés pour stimuler l'entreprenariat ont amené une pression indiscutable sur la forêt amazonienne (Mahar, 1989). Les expériences du passé le confirment : l'asphaltage d'une route représente un catalyseur pour les activités entraînant le déboisement (Alencar *et al.*, 2005). En effet, les images satellites montrent que 85 % de la déforestation en Amazonie se concentre à moins de 50 km

de part et d'autre d'une route (Margulis, 2004; Nepstad *et al.,* 2000). Actuellement, l'asphaltage de la route BR-163 Cuiabá-Santarém, coupant un territoire relativement vierge et le rendant plus accessible aux agriculteurs, forestiers et autres migrants, attire grandement l'attention, car elle causera inévitablement l'augmentation du taux de déforestation si aucune mesure préventive n'est prise (Fearnside, 2002).

Le Brésil possède une politique très développée en matière de protection de l'environnement. En effet, les problèmes majeurs ne relèvent pas d'un manque de réglementation, mais ils sont plutôt liés à l'inefficacité bureaucratique de certaines institutions ainsi qu'aux lacunes gouvernementales dans l'application des lois (Laurance, 1999). L'Amazonie souffre d'un manque de ressources (humaines et financières) flagrant pour la création de réserves dont la protection pourrait être assurée, pour l'application des lois, pour la surveillance environnementale ainsi que pour l'imposition de sanctions aux contrevenants (Fearnside, 2003). Devant ces constats, malgré l'accueil favorable qu'ont reçu les nouvelles aires protégées annoncées par le président Lula da Silva en 2006, un grand scepticisme subsiste quant à l'efficacité de ces immenses zones de conservation si leur surveillance est déficiente.

## 1.4. L'explosion du secteur agricole au Brésil et en Amazonie

L'agriculture est actuellement en forte croissance au Brésil. Stimulant plusieurs secteurs économiques du pays, l'*«agrobusiness»* est la pierre angulaire de toute l'économie brésilienne. Avec un PIB agricole de 165,5 milliards $ US en 2005, ce secteur représente 33 % du PIB national (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2006) et entre 30 % et 37 % des emplois du pays lui sont liés (Roessing et Lazzaretto, 2004). Selon la Conférence des Nations unies pour le commerce et le développement, le Brésil deviendra au cours de la prochaine décennie le plus grand producteur agricole au monde (MAPA, 2006).

Dans la région amazonienne plus précisément, l'agriculture et l'élevage sont également en pleine expansion. Le PIB lié à ces activités en Amazonie représente 19,1 % du PIB total de la région et 13,4 % du PIB du secteur agricole du Brésil (GTI, 2006). Jusqu'à tout récemment,

la présence de la fièvre aphteuse dans les troupeaux de bétail de l'Amazonie et l'interdiction de l'exportation de viande bovine amazonienne ralentissaient l'expansion de l'élevage dans la région. Cependant, la maladie de la vache folle en Europe, la dévaluation du real, l'amélioration des systèmes et infrastructures de production et surtout l'éradication de la fièvre aphteuse ont permis une croissance de l'élevage en Amazonie au cours des dernières années (Kaimowitz, 2004; Nepstad *et al.,* 2006). En 2006, la régionl comptait donc plus de 41 millions de têtes de bétail (IBGE, 2008). Aussi, au cours des dernières années, en raison des conjonctures nationale et internationale, l'Amazonie a opté pour un virage important vers la culture de soya, dont la production est passée de 3,11 à 16,37 millions de tonnes de 1990 à 2004 (GTI, 2006). De plus, Nepstad *et al.* (2006) font ressortir les interrelations étroites entre la croissance respectives des surfaces destinées au soya et à l'élevage, et soulignent les répercussions de ces deux secteurs sur la petite agriculture et sur la forêt amazonienne. En effet, depuis l'essor du soya, le coût des terres a gonflé de 5 à 10 fois dans certaines régions du Mato Grosso, obligeant de nombreux éleveurs à migrer vers le nord, où les prix des terres sont moins élevés (USDA, 2003).

## 1.5. Portrait de la petite et de la grande agriculture ou David contre Goliath

On trouve au Brésil des exploitations allant de quelques hectares à plusieurs dizaines — voire centaines — de milliers d'hectares. La rémanence des *latifúndios*, immenses exploitations agricoles dominant le paysage agricole, vestiges du système de *capitanias* datant de l'époque de la colonisation portugaise, est un des obstacles à un développement démocratique et équitable de l'Amazonie (Giroux et Soumis, 2000). Dans son livre *A Reprodução Social*, Dowbor (2001) fait ressortir l'opposition entre la dimension des lots terriens et la proportion de ces derniers qui sont réellement sous production. Ainsi, un infime pourcentage des surfaces appartenant aux grands propriétaires possédant plus de 10 000 ha est effectivement cultivé (Dowbor, 2001). Or, lors du dernier recensement de *l'Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* (IBGE) en 1996, la somme des terres de plus de 1000 ha (représentant moins de 2 % des propriétés enregistrées) occupaient au total 50 % des surfaces cadastrées du pays (SCG, 1997). Par opposition aux *latifúndios*, les petites fermes familiales,

qui emploient plus de 76 % des travailleurs ruraux du Brésil (Granchamp et Simões, 2006), contrastent fortement avec l'image des champs s'étendant à perte de vue. Les petites fermes de moins de 20 ha représentant 54 % des propriétés enregistrées, mais ne disposent au total que de 1,1 % de la surface utilisée pour l'agriculture ou l'élevage au Brésil (Schneider et al, 2000).

En Amazonie, l'agriculture familiale, employant 87 % des travailleurs agricoles de la région, est le mode de vie prédominant dans les milieux ruraux. Souvent établis dans des *assentamentos* ou occupant des terres non exploitées, les petits agriculteurs n'ont souvent aucune sécurité foncière. Selon les données de l'IBGE, 56,5 % des exploitations de la région ont une taille de moins de 50 ha, et 30,9 % comptent entre 50 et 200 ha (GTI, 2006). Cultivant principalement le manioc, le maïs, le riz et les fèves, mais aussi la banane, le cacao, le café et le poivre (GTI, 2006), les petits agriculteurs pratiquent une agriculture de subsistance et consomment la majeure partie des cultures traditionnelles qu'ils produisent.

Contrairement aux grandes exploitations, qui peuvent compter sur des moyens techniques et financiers importants facilitant de meilleurs rendements, les petits agriculteurs pratiquent une agriculture très rudimentaire. Installés pour la plupart sur des sols très pauvres et acides, ils utilisent très peu d'engrais et ils améliorent temporairement la fertilité de leurs sols par la méthode de la coupe de la forêt et du brûlis (*slash and burn*) (Farella *et al.,* 2007) et l'entretien de jachères (Scatena *et al.,* 1996; USDA, 2003). De plus, les lots de plusieurs agriculteurs vivant aux abords des rivières, tels que ceux des communautés riveraines du Tapajós, ont une forte dénivellation. Malgré des efforts de diversification au sein des fermes familiales au cours des années 80 (GTI, 2006), la production de ces dernières demeure peu variée. Certaines familles entretiennent toutefois un petit jardin (*horta*) où elles font pousser des légumes, ou encore, quelques palmiers et arbres fruitiers (Scatena *et al.,* 1996). Plusieurs d'entre elles ont réussi à se procurer quelques têtes de bétail, souvent considérées comme un « compte d'épargne » pouvant être utile lors de grands besoins (Farella, 2001).

L'agriculture sur brûlis est très commune dans les petites fermes de l'Amazonie (Benhin, 2006, Farella, 2005). Après avoir défriché manuellement une parcelle de leur forêt, les

agriculteurs brûlent les résidus végétaux ayant séché au sol afin de libérer leur terre et de la rendre cultivable (Farella, 2006). Les cendres végétales issues de la forêt servent de fertilisant naturel pour le sol, aidant à réduire son acidité et à augmenter sa teneur en nutriments (Desjardins *et al.*, 2000; Nye et Greenland, 1964). L'agriculture sur brûlis était pratiquée couramment par les peuples autochtones et les habitants traditionnels de l'Amazonie avant l'arrivée des colons du reste du pays. À petite échelle et sur un territoire peu peuplé, cette technique est efficace pour enrichir les terres. Cependant, la densification démographique amène une forte pression sur l'environnement amazonien et résulte en une intensification de l'usage du brûlis, ce qui a des conséquences négatives sur le milieu.

Un véritable fossé sépare la réalité de la grande et de la petite agriculture. Bénéficiant initialement d'un soutien de l'État, les petites communautés de l'Amazonie rurale qui se sont formées au fil des années sont aujourd'hui abandonnées et exclues au profit des grandes exploitations agricoles dominant la région (Giroux et Soumis, 2000). Par exemple, parmi les politiques ayant des effets indésirables pour les petits agriculteurs, une mesure gouvernementale (la *Medida Provisória* 2.166-67) modifiant le Code forestier de 1965 (Ministério da Fazenda, 2001) oblige depuis l'année 2001 les propriétaires à maintenir 80 % de leur terre sous couvert forestier dans un but de protection de l'environnement (Fearnside, 2003, Granchamp et Simões, 2006). Cette mesure est cependant controversée car elle représente en quelque sorte une corde au cou des petits agriculteurs ne possédant que quelques hectares et ayant peu de soutien pour la gestion de leur terre. D'un autre côté, les grands propriétaires respectent rarement cette loi (D'Imperio, 2005), dans la mesure où les pertes de revenus résultant du maintien d'une « réserve légale » sont plus importantes que les risques d'amende. Les petits agriculteurs, face aux pressions provenant des politiques gouvernementales et des groupes environnementaux, aux menaces fréquentes des grands propriétaires terriens (Comissão Pastoral da Terra, 2006) ainsi qu'aux conditions biophysiques particulières du milieu amazonien, sont confrontés à une réalité extrêmement complexe. Ceux-ci sont donc aux prises pris avec plusieurs contraintes, ainsi qu'à un besoin souvent immédiat de subsistance, influençant les choix de leurs pratiques agricoles (Scatena *et al.*, 1996).

## 1.6. Agriculture et déboisement

Parmi les principales causes de la déforestation amazonienne, l'agriculture est de première importance (Margulis, 2004). Près de 69 % de la déforestation de l'Amazonie légale a, entre 2004 et 2005, eu lieu dans les États du Pará (31 %) et du Mato Grosso (38 %) (INPE, 2007), deux États fortement agricoles. En effet, la multiplication des incitatifs encourageant la production et l'implantation du programme *Avança Brasil* amènent grandes exploitations et petits cultivateurs à migrer vers le nord et à s'y établir, empiétant sur la forêt tropicale et déstabilisant les dynamiques de la région (Fearnside, 2001).

Selon les régions et les conditions du milieu, la forêt est coupée pour permettre la création de plantations de soya, de riz ou de pâturages pour l'élevage, ou encore, l'établissement de productions familiales. Aujourd'hui, si certains maintiennent que l'élevage est toujours le principal responsable de la déforestation en Amazonie (Kaimowitz, 2004; Margulis, 2004), c'est depuis peu l'expansion du domaine du soya qui est à l'origine des plus grandes préoccupations pour la région (Instituto Socio Ambiental, 2006; Nepstad *et al.,* 2006). Par ailleurs, selon une étude de Cohenca (2005), l'agriculture familiale aurait un faible rôle dans la déforestation amazonienne (on lui attribue 6 % des surfaces déboisées). Cependant, bien que les grandes exploitations agricoles soient responsables de la majeure partie de la déforestation en Amazonie (les grandes plantations et les pâturages étaient respectivement responsables d'environ 70 % et 23 % du déboisement en 2004) (Cohenca, 2005; Margulis, 2004), l'agriculture familiale joue un rôle grandissant au cœur de la problématique (Farella., 2005). En effet, les petits agriculteurs constituent une des classes socioéconomiques les plus importantes de l'Amazonie (Scatena *et al.,* 1996), et dans la région du Tapajós, la petite agriculture est parmi les principaux agents de déforestation (Farella, 2005).

Les impacts de l'agriculture en Amazonie vont au-delà de la conversion directe d'un milieu naturel en champs agricoles. Le déplacement de la frontière agricole a en effet deux types d'impacts : la déforestation directe de forêts situées sur les fronts pionniers, ainsi que la pression indirecte sur les forêts plus éloignées. Le second effet est lié à la délocalisation des

petits agriculteurs et éleveurs qui, expulsés par l'arrivée des exploitations mécanisées, pénètrent davantage dans la forêt afin de déboiser de nouvelles parcelles de terre et y reprendre leurs activités (Margulis, 2004).

De plus, l'incohérence et le manque de coopération entre les organes gouvernementaux (Brannstrom, 2005) amènent souvent des contradictions dans l'adoption de certaines politiques (Laurance, 1999) et sont parmi les obstacles majeurs dans la lutte contre la déforestation (Fearnside, 2003). En effet, une des causes de la perte de la forêt amazonienne est la contradiction entre les incitatifs à la production agricole et les incitatifs de protection environnementale (Cohenca, 2005). Par exemple, selon un décret gouvernemental, les propriétaires terriens doivent obligatoirement rendre leur territoire « productif » afin de prouver qu'ils en sont réellement titulaires. La prépondérance de l'occupation physique de la terre sur toute forme de document écrit prouvant les droits terriens encourage ainsi les propriétaires à déboiser une plus grande partie de leur lot afin de s'en assurer la propriété (Margulis, 2004). Cette mesure visant au départ le contrôle du *grilagem* (l'appropriation illégale de titres de terriens) est incohérente avec les efforts de protection de l'environnement, et contribue à l'accroissement du taux de déforestation.

## 1.7. Les conséquences de la déforestation amazonienne

Localement comme globalement, le déboisement en Amazonie entraîne d'importantes conséquences environnementales, sociales et économiques (Laurance, 2000). Il a des effets notamment sur l'équilibre climatique et hydrologique (Laurance, 2000), les réservoirs et les émissions de carbone (Fearnside, 2003; Laurance, 2000; Soares-Filho *et al.*, 2006), la fragmentation du paysage (Metzger, 2003), la biodiversité (Fearnside, 1999), de même que sur la qualité des eaux et des sédiments des rivières (Farella, 1998; Farella *et al.*, 2001; Filoso *et al.*, 2006). Selon certains auteurs, le déboisement provoquerait aussi une baisse des précipitations (Cochrane *et al.*, 1999) et un plus grand risque d'incendies (Nepstad *et al.*, 2000; 2001). De plus, la conversion de la forêt en terres agricoles s'accompagne d'un appauvrissement de la diversité biologique. Par ailleurs, elle favorise l'apparition

d'organismes ravageurs, de maladies, ainsi que de plantes invasives, due à la plus grande vulnérabilité des systèmes homogènes (Altieri et Pengue, 2006). Enfin, la déforestation est également une menace pour le maintien de la culture et des savoirs traditionnels des habitants de l'Amazonie.

Le déboisement par brûlis a également des effets considérables sur les propriétés physico-chimiques et la fertilité des sols (Farella *et al,* 2007). De plus, des chercheurs ont récemment montré la relation existant entre la déforestation et la contamination des cours d'eau (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2006; Poirier, 2003; Roulet *et al.*, 1998, 1999, 2000) et de la chaîne alimentaire aquatique par le mercure (Sampaio, 2007), posant un risque pour la santé des populations locales (Lebel *et al.,* 1997). Les impacts du brûlis sur la fertilité et sur le Hg des sols font l'objet d'une analyse plus précise dans les deux chapitres principaux de ce mémoire. Mais d'abord, une introduction générale sur ces aspects de la problématique s'impose.

### *1.7.1. La dégradation des sols amazoniens*

Soixante-quinze pour cent des sols de l'Amazonie sont des Oxisols (sols ferralitiques jaunes) et des Ultisols (sols ferrallitiques bruns et rouges) (Cochrane et Sanchez, 1982). Ces sols, pauvres et acides, ont une très faible résistance aux perturbations et sont très vulnérables à l'érosion (Robert, 2001). Ils ont subi, depuis des millions d'années, des altérations physiques et un lessivage importants (Jordan, 1985). La majeure partie des éléments nutritifs de la forêt, tels que le potassium (K), le magnésium (Mg) et le calcium (Ca), se trouve dans la biomasse aérienne plutôt que dans le sol (Herrera, 1985). Ainsi, dans une forêt non perturbée, la présence d'une couverture végétale et la chute constante des feuillages et branchages assurent le renouvellement des éléments nutritifs du sol par la décomposition continuelle de la litière. De plus, bien que ces sols aient de très faibles teneurs en nutriments nécessaires aux végétaux, ils sont toutefois souvent caractérisés par des niveaux d'aluminium (Al) et de manganèse (Mn) relativement élevées, pouvant même être toxiques pour la croissance de certains végétaux (Cochrane et Sanchez, 1982). Cependant, les espèces végétales qui poussent sur ces sols ont développé des adaptations en réponse aux conditions limitantes de ces milieux (Jordan, 1985).

La déforestation amène le retrait de la végétation et interrompt l'apport de nutriments, empêchant la régénération du sol. À la suite de ce déséquilibre, on assiste après quelques années à une fuite des éléments nutritifs et, à long terme, à une baisse de fertilité du sol (Vielhauer *et al.,* 2001). Le brûlis, la technique de déboisement la plus commune dans les petites fermes la région, est très apprécié car les cendres issues de la combustion de la végétation (riches en cations basiques) servent de fertilisant naturel pour le sol (Nye et Greenland, 1964). Cette méthode accélère la libération des nutriments contenus dans la biomasse végétale et, par conséquent, enrichit temporairement le sol et augmente son pH (Cochrane et Sanchez, 1982). Cependant, avec des cultures de cycles courts (peu adaptées aux conditions du milieu), ces éléments nutritifs ne demeurent disponibles que pour une très courte période de temps avant d'être lessivés. Les sols s'appauvrissent et s'acidifient de nouveau petit à petit, même avec l'ajout de périodes de jachères (Cochrane et Sanchez, 1982).

D'abord, le brûlis affecte les propriétés physiques du sol, entraînant sa compaction et l'érosion des particules fines (Alfaia *et al.,* 2004; Altieri et Pengue, 2006; Maurice-Bourgoin *et al.,* 2000; McGrath *et al.,*2001; Murty *et al.,*2002; Numata *et al.,*2007; Roulet *et al.,* 1998). Survient également l'érosion de la couche de matière organique qui se trouve à la surface du sol (Robert, 2001) et qui joue un rôle crucial pour la productivité des forêts tropicales humides (Davidson, 1998). La matière organique étant nécessaire au maintien de la diversité biologique du sol, une diminution de l'abondance et de la diversité de la pédofaune s'ensuit (Robert, 2001). Selon Filoso *et al.* (2006), la déforestation en Amazonie ainsi que la conversion d'écosystèmes naturels en terres agricoles sont parmi les principales causes des modifications actuelles du cycle de l'azote, un élément limitant majeur pour la croissance végétale dans les milieux tropicaux (Filoso *et al.,* 2006).

Enfin, comme la fertilisation provenant des cendres du brûlis est temporaire (Cochrane et Sanchez, 1982), une baisse des niveaux de carbone (Murty *et al.,* 2002), d'azote disponible (Neill *et al.,* 2006), de cations (Nye et Greenland, 1964) et de phosphore (McGrath *et al.,* 2001) survient généralement après quelques années, affectant la fertilité du sol. En effet, la

viabilité d'un système agricole dépend de la qualité du sol (quantité de matière organique, teneur et disponibilité des nutriments, pH, structure, etc.) et de la productivité des espèces cultivées (Alfaia *et al.,* 2004). Or, la majorité des sols agricoles amazoniens ont une faible capacité à demeurer productifs à moyen et long terme sans fertilisation (UDSA, 2003).

### *1.7.2. La libération du mercure naturel des sols*

L'avancée rapide des fronts pionniers, en raison du déboisement et de l'érosion qui en résultent, a un effet marqué sur le Hg naturel des sols amazoniens (Roulet *et al.,* 1998, 1999, 2000). Encore récemment, on attribuait la présence de Hg dans l'environnement amazonien aux activités d'orpaillage, fréquentes dans la région. En effet, le Hg est largement utilisé dans les méthodes artisanales d'extraction d'or (Veiga et Baker, 2004). Cependant, après avoir observé des changements dans la composition des sédiments ainsi qu'une hausse de matière organique dans la rivière à la suite du déboisement (Farella, 1998; Farella *et al.*, 2001), des chercheurs du projet Caruso ont démontré que, dans le bassin du Rio Tapajós, la déforestation est la cause première de la libération de Hg des sols vers les cours d'eau (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2006; Poirier, 2003; Roulet *et al.,* 1998, 1999, 2000). Sans protection végétale, les particules fines du sol, naturellement riches en oxydes de fer et d'aluminium, ainsi que les matières organiques terrigènes auxquels se lie le Hg (Roulet et Lucotte, 1995), sont lessivées vers les rivières lors de la saison des pluies.

De plus, des recherches récentes ont démontré que le brûlis, très éloigné du processus naturel de décomposition de la biomasse, constitue un choc chimique important pour les sols et serait la cause première de la libération de Hg. Les résultats de Farella *et al.* (2006) indiquent que les niveaux de Hg dans les sols varient davantage dans la période suivant le brûlis que dans les stages ultérieurs d'utilisation du territoire. La majorité de la perte de Hg serait donc plutôt liée au brûlis en soi qu'aux différents usages de la terre (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2006).

Dans les écosystèmes aquatiques, le Hg est transformé par des bactéries méthylatrices du milieu en une forme organique, le méthylmercure (MeHg), qui est neurotoxique pour les organismes vivants (Lebel *et al.,* 1996). Le MeHg est bioaccumulé dans la chaîne alimentaire

aquatique (Sampaio *et al.*, 2006; Sampaio, 2007) et est absorbé par les habitants des communautés locales (Dolbec *et al.,* 2001; Lebel *et al.,* 1997; Passos *et al.*, 2007; Passos *et al.,* 2008; Webb *et al.,* 2004), fortement dépendantes de la consommation de poisson (Passos *et al.,*2001). En effet, le poisson est la principale source de protéines pour plusieurs populations rurales (Dorea, 2003; Junk, 1997). Dans l'État du Pará seulement, la pêche est une source d'emploi pour environ 200 000 personnes, et environ 1,2 million de personnes en dépendent (Isaac *et al.,* 1998). Les communautés riveraines se trouvent donc particulièrement exposées à une contamination au Hg, et conséquemment, à un risque considérable pour leur santé (Dolbec *et al.,* 2000; Fillion *et al.,* 2006; Lebel *et al.,*1998).

## 1.8. Les sols : une ressource à préserver

Les sols, patrimoine naturel et culturel de l'humanité (Winfried, 2001), sont liés à toutes les autres composantes de l'écosystème (Held, 2001). Les perturbations anthropiques qu'ils subissent ont donc des répercussions inévitables sur les autres sphères de notre environnement (réseaux hydriques, atmosphère, règnes animal et végétal, sociétés). L'altération de ceux-ci agit en retour sur les sols (Ruellan, 2001).

Le sol se dégrade vite mais il se reconstitue lentement (Ruellan, 2001). Malgré son importance dans le maintien de l'équilibre écologique, il demeure un milieu extrêmement méconnu (Dosso, 2001), et le public n'a pas pris conscience de l'importance de sa préservation (Held, 2001). Certains soutiennent même que le manque de connaissances de la dynamique des écosystèmes est parmi les principales sources des problèmes actuels d'exploitation abusive du territoire (Thibaudeau-Robitaille, 1997). Une meilleure compréhension de la relation entre usages des sols et transformations du territoire est donc nécessaire à la mise en place de systèmes durables. Selon le rapport de la commission Brundtland, qui affirme que la préservation des diverses fonctions des sols est préalable au bien-être des générations futures, «l'exploitation de la terre et des forêts doit se faire uniquement après une évaluation scientifique de la capacité des sols; l'épuisement annuel de la couche arable ne doit pas dépasser le rythme de régénération» (CMED, 1988).

## 1.9. Approche et méthodes

### *1.9.1. Approche participative et éthique de recherche*

La présente étude s'inscrit dans la troisième phase du projet Caruso, au sein duquel une équipe interdisciplinaire canado-brésilienne réalise depuis 1994 des travaux portant sur l'environnement et la santé en Amazonie brésilienne. Les membres du projet Caruso, qui travaillent sur différents volets entourant la problématique de Hg (santé et qualité de vie des populations, écotoxicologie aquatique et pratiques de pêches, réseaux sociaux et communicationnels, sols et usages du territoire), s'efforcent d'aborder les problématiques vécues par les communautés d'une manière écosystémique. Nos recherches, basées sur une approche participative avec plusieurs communautés riveraines de la région du Tapajós, ont permis une meilleure compréhension des relations entre exposition au Hg, santé humaine et transformations du territoire.

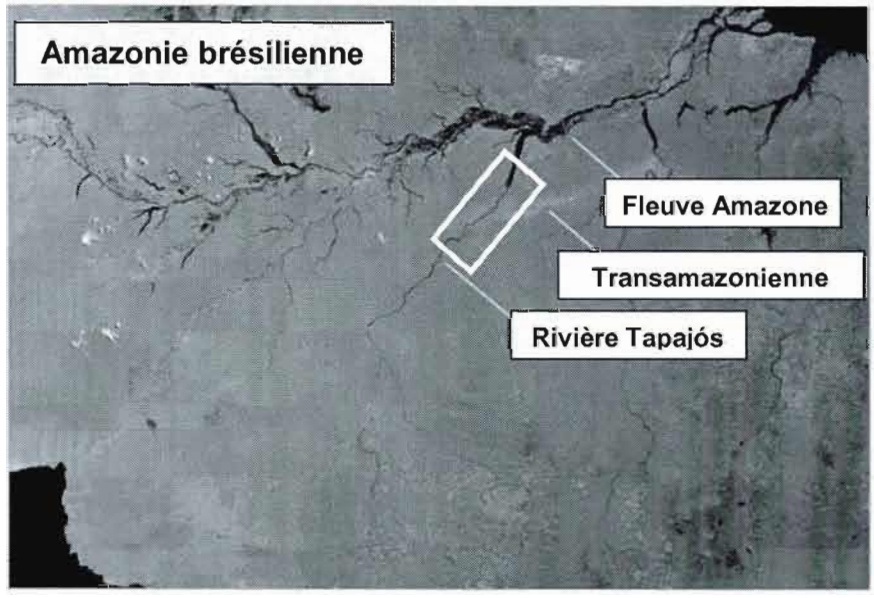
La présente étude s'appuie donc sur la participation des communautés, en particulier pour la collecte de données. Toutes les excursions sur les terrains ont donc été effectuées avec la participation de guides locaux dans chacune des communautés. En plus de demeurer en relation avec les participants à l'étude lors des campagnes d'échantillonnage, selon l'éthique de notre projet, un retour des résultats aux communautés est fait d'une manière constante et interactive, avec un souci de vulgarisation et d'adaptation aux particularités de la région.

### *1.9.2. La région du Tapajós*

La région à l'étude est située dans l'ouest de l'État du Pará, en Amazonie brésilienne, sur les berges de la rivière Tapajós. Le Tapajós, un affluent majeur du fleuve Amazone, se jette dans ce dernier près de la ville de Santarém, la troisième plus grande ville de l'Amazonie brésilienne (Figure 2). Les communautés étudiées se trouvent entre les municipalités d'Aveiro et de Itaituba (03°40' à 04°28'S, 56°12' à 55°21'W). Une carte des communautés à l'étude est fournie dans la méthodologie des deux articles présentés aux chapitres 2 et 3.

Le Tapajós est un front actif de colonisation ayant connu de grandes transformations sur les plans démographique, culturel et environnemental depuis l'intensification de l'exploitation du territoire au cours des quarante dernières années (Farella, 2005). Depuis les dernières décennies, plusieurs nouvelles communautés sont apparues dans la région (certaines sont des *assentamentos* créés par l'INCRA). Après sa croissance des dernières décennies, la population du district d'Aveiro (dans le bas Tapajós) était constituée en 2007 de plus de 18 800 personnes (IBGE, 2008).

**Figure 2 : L'Amazonie brésilienne et la région d'étude**




Miranda et Coutinho, 2004 (Image du satellite Landsat, prise en août 1999)
* Le rectangle représente la région du Tapajós où l'étude a été menée

L'agriculture familiale est le mode de vie prédominant dans les zones rurales de la région. Aujourd'hui, on remarque que les habitants des communautés les plus anciennes, généralement situées près des berges, vivent en étroite relation avec la rivière Tapajós. Les habitants de ces communautés pratiquent toujours la pêche traditionnelle, par opposition à celles des nouvelles colonies, qui ont un rôle plus marqué dans la transformation du territoire de par leurs pratiques agricoles (Farella, 2005). Cultivant principalement le manioc, le maïs,

le riz et les fèves (et aussi la banane, le cacao, le café et le poivre), les petits agriculteurs pratiquent une agriculture de subsistance et relativement peu diversifiée sur des lots de quelques dizaines d'hectares (GTI, 2006).

Dans les communautés de la région, de nombreuses familles sont directement concernées par les effets du brûlis sur les propriétés et le Hg des sols. Or, à un niveau plus global, le problème existe également pour des millions de personnes vivant dans des conditions similaires partout dans le bassin amazonien, à l'extérieur comme à l'intérieur des frontières du Brésil. Plus de détails concernant les caractéristiques biophysiques et sociales de la région d'étude sont fournis dans les chapitres 2 et 3.

### *1.9.3. Hypothèses de recherche*

La présente étude s'appuie sur les travaux de des équipes de Farella (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2006, 2007), Poirier (2003), et Roulet (Roulet *et al.*, 1998, 1999, 2000). Notre plan de recherche avec cas multiples (26 fermes familiales réparties dans cinq communautés) nous a permis d'accroître la validité de l'étude et de mieux représenter la variabilité naturelle des sols du Tapajós. Divers indicateurs de la fertilité des sols ont été étudiés, tels que la densité, la granulométrie, les teneurs en C et en N totales, l'azote disponible ($NH_4$ et $NO_3$), les cations disponibles (Ca, Mg, K, Mn, Fe et Al), le pH ainsi que diverses formes de phosphore et de minéraux ($P_{ex}$, $P_{cdb}$, $P_{apa}$, $P_{org}$, $Al_{cdb}$, et $Fe_{cdb}$). De plus, le Hg total et le Hg associé aux fractions granulométriques du sol ont été mesurés. L'analyse des teneurs de ces variables ainsi que de leurs interrelations nous a permis de mieux comprendre les effets du brûlis et de la première année de culture sur l'ensemble des propriétés des sols de la région et d'illustrer la réponse de ces derniers à cette perturbation, à une échelle régionale.

**Considérant que :**

<u>En ce qui a trait aux propriétés physico-chimiques du sol :</u>

- Poirier (2003) a trouvé, dans les diverses toposéquences qu'il a étudiées, différentes tendances dans la teneur et la répartition de certaines propriétés physico-chimiques et de Hg du sol selon la texture du sol et son usage ;

- Farella *et al.* (2007) ont observé des variations rapides et significatives pour plusieurs propriétés physico-chimiques dans les sols déboisés ;

- Farella *et al.* (2007) ont observé que les variations des propriétés des sols à la suite du déboisement diffèrent selon la texture des sols.

En ce qui a trait au Hg du sol :

- Selon Roulet *et al.* (1998), le Hg, lié aux oxydes d'Al et de Fe des particules fines du sol, est affecté par l'érosion de couches supérieures des sols déboisés ;

- Selon Roulet *et al.* (1999), seulement 3 % du Hg existant dans les sols amazoniens proviendrait de sources anthropogéniques (telles que l'orpaillage), la majeure partie de Hg se serait accumulée naturellement dans les sols au cours des derniers millions d'années ;

- Roulet *et al.* (2000) ont démontré que les sédiments des rivières ont subi des changements de texture (particules plus fines) et de composition (plus riches en oxydes de Al et en Hg) au cours des dernières décennies, indiquant que les niveaux plus élevés de Hg dans les sédiments des rivières sont liés à l'érosion accrue des sols depuis l'intensification de l'exploitation du territoire ;

- Farella *et al.* (2006) ont observé que les variations des niveaux de Hg dans les sols surviennent principalement dans la période suivant immédiatement la déforestation, et que les niveaux de Hg sont ensuite peu liés aux différents usages subséquents du territoire ;

- Farella *et al.* (2006) ont détecté une opposition entre les niveaux de Hg et les niveaux de cations dans les sols déboisés, suggérant que la perte de Hg pourrait être causée par l'enrichissement cationique subit suivant le brûlis.

**Les hypothèses suivantes ont été testées dans le cadre de cette étude :**

- Les propriétés physico-chimiques des sols subissent des variations importantes au cours de la première année de culture suivant le déboisement par brûlis.

- La teneur en Hg des sols diminue significativement durant la première année de culture après le brûlis, lors de la saison des pluies.

- Des réponses différenciées se produisent à la suite de la déforestation selon la texture du sol. La perte de Hg est plus accentuée dans les sols argileux, plus riches en oxydes de Fe et de Al, et plus vulnérables à l'érosion.

- Une relation existe entre l'apport de cations résultant du brûlis et la perte de Hg.

### *1.9.4. Objectif général*

Le présent projet diffère des études précédentes par ses dimensions temporelle et régionale particulières. Elle complète et précise l'étude de Farella (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2006, 2007), qui s'est déroulée dans des fermes situées à l'intérieur d'un rayon de quelques km, près de la communauté de Brasilia Legal, dans la région du Tapajós. L'objectif de cette étude est de caractériser temporellement et spatialement les effets du déboisement par brûlis sur les propriétés physico-chimiques et le Hg des sols, au cours de la première année suivant le brûlis et à l'échelle du bassin du bas Tapajós.

### *1.9.5. Objectifs particuliers*

- Caractériser les propriétés physico-chimiques des sols forestiers (non perturbés) de cinq communautés de la région du Rio Tapajós (São Luiz do Tapajós, Nova Canãa, Santo Antônio, Açaituba, Mussum/Vista Alegre).

- Déterminer la présence ou l'absence d'un gradient de fertilité et de teneur en Hg des sols non perturbés à l'échelle régionale, le long des 150 km à l'étude aux abords de la rivière Tapajós.

- Analyser l'impact du brûlis sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques des sols au cours de la première année suivant la perturbation et les premiers mois de culture.

- Examiner les relations entre les niveaux de Hg, de $Al_{cdb}$, de $Fe_{cdb}$, (oxydes de fer et d'aluminium) et le % de particules fines des sols.

- Vérifier l'existence d'une opposition entre les variations de cations des sols étudiés et celles des niveaux de Hg après une première année de culture.

### *1.9.6. Méthodes de collecte et d'analyses d'échantillons*

Un total de 429 échantillons de sols ont été prélevés sur 26 fermes familiales au cours de deux campagnes d'échantillonnages réalisées pendant les étés 2004 et 2005.

Les variables suivantes ont été analysées pour tous les échantillons collectés (3 profondeurs (0-5 cm, 20-25 cm et 50-55 cm), 3 carottes par site, avant le brûlis et un an après) :

- Densité ($g/cm^3$)
- C et N totaux (%)
- Azote disponible ($NH_4$ et $NO_3$) (µmol/g)
- Cations disponibles (Ca, Mg, K, Mn, Fe, Al) (cmol/kg)
- pH
- Hg total (ng/g)

Les variables suivantes ont été analysées pour 1 carotte sur 3 par site (pour les horizons 0-5 et 20-25 cm), avant le brûlis et un an après :

- Texture granulométrique (% de particules de 0-63 µm, 63-210 µm et 210 µm-2mm)
- Quatre formes de phosphore ($P_{ex}$, $P_{cdb}$, $P_{apa}$, $P_{org}$) (µmol/g)
- Les minéraux $Al_{cdb}$, et $Fe_{cdb}$ (µmol/g)
- Le Hg associé aux fractions granulométriques du sol (ng/g).

Les méthodes de collecte et d'analyse d'échantillons, ainsi que les analyses statistiques réalisées pour évaluer la fertilité et la dynamique de Hg dans les sols étudiés sont décrites dans les deux chapitres de ce mémoire (voir Chapitres 2 et 3). Des résumés schématisés de conditions des sites étudiés (Tableau 1) et des méthodes d'analyses de laboratoire (Tableau 2) sont présentés dans l'Appendice A. De plus, les démarches statistiques quant à la caractérisation de la variabilité régionale dans les sols non perturbés et post-brûlis et à l'élaboration d'un système de classification texturale des échantillons, ainsi que les détails concernant les analyses de correspondance (AC) sont également décrites dans les Appendices B, C et D.

## 1.10. Références


Alencar, A, L. Micol, J. Reid, M. Amend, M. Oliveira, V. Zeidemann et W. Cabral de Sousa Jr. 2005. *A pavimentação da Br-163 e os desafios à sustentabilidade. Uma análise econômica, social e ambiental.* Conservation Strategy Fund. Brasil.

Alfaia, S. S., G. A. Ribeiro, A. D. Nobre, R. C. Luizão, F. J. Luizão. 2004. «Evaluation of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazônia». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 102, no 3, p. 409-414.

Almeida, A. L. Ozorio et J. S. Campari. 1995. *Sustainable Settlement in the Brazilian Amazon.* Oxford: Oxford University Press.

Altieri, M. A. et W. A. Pengue. 2006. «La soja transgénica en America Latina. Una maquinaria de hambre, deforestation y devastación socioecológica». *Biodiversidad*, no 47, p. 14-19.

Benhin, J. K. A. 2006. «Agriculture and Deforestation in the Tropics: A Critical Theoretical and Empirical Review». *Ambio*, vol. 35, no 1, p. 9-16.

Brannstrom, C. 2005. «Environmental policy reform on north-eastern Brazil's agricultural frontier». *Geoforum,* no 36, p. 257-271.

Browder, J. O., M. A. Pedlowski et P. M. Summers. 2004. «Land use patterns in the Brazilian Amazon: comparative farm-level evidence from Rondônia». *Human Ecology*, vol. 32, no 2, p.197-224.

Cochrane, T. T. et P. A. Sánchez. 1982. «Land resources, soils and their management in the Amazon region : a state of knowledge report». Dans *Agriculture and Land Use Research, Proceedings of the International Conference on Amazonian Agriculture and Land Use Research. Amazonia. CIAT series 03E-3(82),* sous la direction de S. Hecht, p. 137-209. Cali, Colombia.

Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. M. Souza Jr., D. C. Nepstad, P. Lefebvre et E. A. Davidson. 1999. «Positive Feedbacks in the Fire Dynamics of Closed Canopy Tropical Forests». *Science,* vol 284, p. 1832-1834.

Cohenca, D. 2005. *A expansão da fronteira agrícola e sua relação com o desmatamento detectado em imagens Landsat TM e ETM+ na região norte da BR-163, Pará entre os anos de 1999 a 2004.* Santarém, Brasil, 23 p.

Commission mondiale sur l'environnement et le développement. 1988. *Notre avenir à tous.* Montréal : Éditions du Fleuve.

Comissão Pastoral da Terra. *Conflitos no Campo.* Consulté en décembre 2006 à : http://www.cptnac.com.br/pub/publicacoes/210204e94c2cf7f22bc3b72105712f89.pdf

Davidson, R. 1998. «Écologie du reboisement avec des arbres indigènes sur sol volcanique dégradé en Amazonie équatorienne». Thèse présentée comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 161 p.

Desjardins, T., P. Lavelle, E. Barros, M. Brossard, L. Chapuis-Lardy, A. Chavel, M. Grimaldi, F. Guimarães, P. Martins, D. Mitja, M. Müller, M. Sarrazin, J. Tavares Filho et O. Topall. 2000. «Dégradation des pâturages amazoniens». *Étude et Gestion des Sols*, no 7, p. 353-378.

D'Imperio, G. 2005. *Amasoja*. Documentaire DVD, couleur, 52 minutes, Suisse: Free productions.

Dolbec, J, D. Mergler, C. J. Sousa Passos, S. Sousa de Morais et J. Lebel. 2000. «Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajós river, Brazilian Amazon». *Int Arch Occup Environ Health*, vol. 73, p.195-203.

Dolbec, J, D. Mergler, B. Larribe, M. Roulet, J. Lebel et M. Lucotte. 2001. «Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 271, p. 87-97.

Dorea, J. G., 2003. «Fish are central in the diet of Amazonian riparians: should we worry about their mercury concentrations?» *Environmental Research,* vol. 92, p. 232-244.

Dosso, M. 2001. «Enseigner les sols». Chap. Dans *Sols et sociétés. Regards pluriculturels,* sous la direction de R. Lahmar, J.-P. Ribaut, p. 43-48. Paris : Éditions Charles Léopold Mayer.

Dowbor, L. 2001. *A Reprodução Social: nova edição em três volumes*. Vozes, Vol. 2, 206 p.

Farella, N. 1998. «Impacts du déboisement sur les sols et les sédiments de la région du Rio Tapajós (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs». Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 179 p.

Farella, N. 2001. «Comment peut-on aborder de façon systémique le concept de développement durable dans le régions des fronts pionniers en Amazonie ?» Examen écrit présenté comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 81 p.

Farella N, M. Lucotte, P. Louchouarn et M. Roulet. 2001. «Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon». *Organic Geochemistry*, vol. 32, p. 1443-1458.

Farella, N. 2005. «Les fermes des régions frontières d'Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement». Thèse de doctorat en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 185 p.

Farella, N, R. Davidson, M. Lucotte et S. Daigle. 2006. «Mercury release from deforested soils triggered by cation enrichment». *Science of the Total Environment*, no 368, p. 19-29.

Farella N, R. Davidson, M. Lucotte et S. Daigle. 2007. «Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 120, p. 449–462.

Fearnside, P. M. 1997. «Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development». *Environmental Conservation,* no 24, p. 271-282.

Fearnside, P. M. 1999. «Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation». *Environmental Conservation,* no 26, p. 305-321.

Fearnside, P. M. 2000. «Environmental Impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned Lessons for Hydroelectric Development in Amazonia». *Environmental Management*, vol. 27, no 3, p. 377-396.

Fearnside, P. M. 2001. «Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil». *Environmental Conservation*, vol. 28, no 1, p. 23-28

Fearnside, P. M. 2002. «Avança Brasil: Environmental and Social Consequences of Brazil's Planned Infrastructure in Amazonia». *Environmental Management*, vol. 30, no. 6, p. 737-747.

Fearnside, P. M. 2003. «Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas». *World Development*, no 31, p. 757-779.

Fearsnide, P. M. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the Environment in Amazonia. Environmental Managment, vol. 35, no. 1, p. 1-10.

Fearsnide, P. M. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River Basin. Environmental Management, vol. 38, no. p. 16-27.

Fillion, M., D. Mergler, C. J. S. Passos, F. Larribe, M. Lemire et J. R. D. Guimarães. 2006. «A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon». *Environmental Health*, vol. 5, p. 29.

Filoso, S., L. A. Martinelli, R. W. Howarth, E. W. Boyer et F. Dentener. 2006. «Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil». *Biogeochemistry*, vol. 79, no1-2, p. 61-89.

Giroux, D. et N. Soumis. 2000. *Développement anthropique et conservation de l'environnement en Amazonie brésilienne : description, analyse critique et étude de cas.* Note de recherche 2, Montréal, UQAM, 55 p.

Granchamp F. L. et A. Simões. 2006. «Les organisations professionnelles agricoles et la gestion des ressources naturelles en Amazonie brésilienne orientale: Innovations et apprentissages». *Vertigo*, vol. 7, no 1.

Grupo de Trabalho Interministerial. 2004. *Plano de Desenvolvimento Sustentável para a Área de Influência da BR-163 Cuiabá - Santarém.* Segunda etapa de consultas à sociedade, Brasilia, Brasil, 116 p.

Grupo de Trabalho Interministerial. 2006. *Plano Amazônia Sustentável.* Versão final para consulta, Brasilia, Brasil, 101 p.

Held, M. 2001. «Une convention pour un usage responsable des sols». Chap. Dans *Sols et sociétés. Regards pluriculturels,* sous la direction de R. Lahmar, J.-P. Ribaut, p. 39-42. Paris : Éditions Charles Léopold Mayer.

Henderson, P. A. et W. G. R. Crampton. 1997. «A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the Upper Amazon». *J. Trop. Ecol.*, vol. 13. p. 175-198.

Herrera, R. 1985. «Nutrient cycling in Amazonian forests». Dans *Key Environments. Amazonia*, sous la direction de G. T. Prance et T. E. Lovejoy, p. 95-105. Oxford : Pergamon Press.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2008. Banco de dados agregados. *Tabela Efetivo dos Rebanhos, cabeças, região Norte*. Consulté en mais 2008 à: http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?z=t&o=21&i=P

Instituto Nacional de Colonisação e Reforma Agrária. *Histórico do Incra*. Consulté en décembre 2006 à: http://www.incra.gov.br/

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: Projeto Prodes.* Consulté en janvier 2007 à: http://www.obt.inpe.br/prodes/

Instituto Socio Ambiental. *Linha burra na "moratoria" da soja*. Consulté en décembre 2006 à: http://www.socioambiental.org/nsa/detalhe?id=2385

Isaac, V. J., M. L. Ruffino et D. McGrath. 1998. «The experience of community-based management of middle Amazonian fisheries». *Crossing Boundaries. The seventh annual conference of the International Association for the study of common property.* (June 10-14 1998, Vancouver, Canada).

Jordan, C. F. 1985. «Soils of the Amazon rainforest». Dans *Key Environments, Amazonia*, sous la direction de G. T. Prance et T. E. Lovejoy, p. 83-94. Oxford : Pergamon Press.

Junk, W. J. 1997. «General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian Floodplains». Dans *Ecological Studies, The Central Amazon floodplain, Vol. 126,* sous la direction de W. J. Junk, p. 3-20. Berlin Heidelberg : Springer-Verlag.

Kaimowitz, D., B. Mertens, S. Wunder et P. Pacheco. 2004. *Hamburger Connections Fuels Amazon Destruction. Cattle ranching and deforestation in Brazil's Amazon.* Center for International Forestry Research, 10 p.

Laurance, W. F. 1999. «Reflections on the tropical deforestation crisis». *Biological Conservation,* no. 91, p. 109-117.

Laurance, W. F. 2000. «Mega-development trends in the Amazon: implications for global change». *Environmental monitoring and assessment*, vol. 61, p. 113-122.

Laurance, W. F., M. A. Cochrane, S. Bergen, P. M. Fearnside, P. Delamônica, C. Barber, S. D'Angelo and T. Fernandes. 2001. «The Future of the Brazilian Amazon» *Science*, vol. 291, no 5503, p. 438-439.

Lebel, J, D. Mergler, M. Lucotte, M. Amorim, J. Dolbec, D. Miranda, G. Arantes, I. Rheault et P. Pichet. 1996. «Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury». *NeuroToxicology*, vol. 17, p. 157-168.

Lebel J., M. Roulet, D. Mergler, M. Lucotte et F. Larribe. 1997. «Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population». *Water, Air and Soil Pollution*, no 97, p. 31-44.

Lebel J, D. Mergler, F. Branches, M. Lucotte, M. Amorim, F. Larribe et J. Dolbec. 1998. «Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin». *Environmental Research*, vol. 79, p. 20-32.

Lentini, M., D. Pereira, D. Celentano et R. Pereira. 2005. *Fatos Florestais da Amazonia 2005.* IMAZON, Belém, Brésil, 138 pages.

Mahar, D. J. 1989. *Government policies and deforestation in Brazil's Amazon region.* The World Bank,Washington, (D.C.), 56 p.

Margulis, S. 2004. *Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon.* World Bank Working Paper no 22, Washington, DC, 77 p.

Maurice-Bourgoin, L., L. Alanoca, P. Fraizy et P. Vauchel. 2003. «Sources of mercury in surface waters of the upper Madeira erosive basins, Bolivia». *Journal De Physique. IV*, vol. 107, no 3, p. 855-858

McGrath, D. A., K. C. Smith, H. L. Gholz et F. de Assis Oliveira. 2001. «Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia». *Ecosystems*, vol. 4, p. 625-646.

Metzger, J. P. 2003. «Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure». *Environmental Conservation, vol.* 30, no 4, p. 325-333

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento — Brasil. *Agronegócio Brasileiro: Uma Oportunidade de Investimentos.* Consulté en décembre 2006 à : http://www.agricultura.gov.br/

Ministério da Fazenda — Brasil. 2001. *Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001.* Consulté en mai 2008 à : http://www.receita.fazenda.gov.br/legislacao/MPs/mp2166-67.htm

Ministério da Saúde — Brasil. *Painel Georeferenciado da Amazônia Legal.* Consulté en janvier 2007 à: http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/jpg/Amazonia.jpg

Miranda, E. E. et A. C. Coutinho. 2004. *Brasil Visto do Espaço.* Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Consulté le 13 mai 2008 à : http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br

Murça Pires, J. et G. T. Prance. 1977. «The Amazon forest: a natural heritage to be preserved». Dans *Extinction is forever*, sous la direction de G. T. Prance et T. S. Elias, p. 158-194. New York : The New York Botanical Garden.

Murty, D., M. U. F. Kirschbaum, R. E. McMurtrie et H. McGilvray. 2002. «Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature». *Global Change Biology*, vol. 8, no 2, p. 105-123

Neill., C., M. C. Piccolo, C. C. Cerri., Paul A. Steudler et J. M. Melillo. 2006. Soil solution nitrogen losses during clearing of lowland Amazon forest for pasture. Plant and Soil 281: 233-245.

Nepstad, D., J. P. Capobianco, A. C. Barros, G. Carvalho, P. Moutinho, U. Lopes et P. Lefebvre. 2000. *Avança Brasil : Os custos ambientais para a Amazônia,* IPAMet Instituto Socioambiental. Relátorio do Projeto Cenários Futuros para a Amazônia. Belém, Brasil, Gráfica e Editora Alves, 24 p.

Nepstad, Daniel, G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre, U. Jr. Lopes Silva et E. Prins. 2001. «Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 154, no 3, p. 395-407.

Nepstad, Daniel, C. M. Stickler et O. T. Almeida. 2006. «Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation». *Conservation biology*, vol. 20, no 6, p. 1595-1603.

Numata, I., O. A. Chadwick, D. A. Roberts, J. P. Schimel, F. F. Sampaio, F. C. Leonidas et J. V. Soares. 2007. «Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil». *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol.118, no 1-4, p. 159-172.

Nye, P. H. et Greenland, D. J. 1964. «Changes in the soil after clearing tropical forest». *Plant and Soil*, vol. 21, no 1, p. 101-112.

Passos, C. J., D. Mergler, E. Gaspar, S. Morais, M. Lucotte, F. Larribe et S. Grosbois. 2001. «Caracterização geral do consumo alimentar de uma população ribeirinha na Amazônia Brasileira». *Revista Saúde e Ambiente*, vol. 4, p. 72-84.

Passos, C. J. S., D. Mergler, M. Lemire, M. Fillion et J. R. D. Guimarães. 2007. «Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure». *Science of the Total Environment.* vol. 373, p. 68–76.

Passos, C. J. P. 2008. D. Sampaio, M. Lemire, M. Fillion, J. R. D. Guimarães, M. Lucotte et D. Mergler. «Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon». *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, vol. 18, p. 76-87.

Peres, C. A. 2005. «Porque precisamos de megareservas na Amazonia». *Megadiversidade,* vol. 1, no 1, p. 174-180.

Poirier, H. 2003. «L'impact de l'utilisation du territoire sur la distribution du mercure dans les sols amazoniens : une approche toposéquentielle.» Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 83 p.

Robert, M. 2001. «Le sol, une ressource limitée». Chap. Dans *Sols et sociétés. Regards pluriculturels,* sous la direction de R. Lahmar, J.-P. Ribaut, p. 15-19. Paris : Éditions Charles Léopold Mayer.

Roessing, A. C. et J. J. Lazzaretto. 2004. *Criação de empregos pelo complexo agroindustrial da soja.* Documentos 233. Embrapa soja (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Londrina (PR), Brasil, 50 p.

Roulet, M. et M. Lucotte. 1995. «Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America». *Water, Air, and Soil Pollution,* vol. 80, no 1-4, p. 1079-1088

Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Tran, I. Rheault, N. Farella, E. de Jesus da Silva, J. Dezencourt, C. J. Sousa Passos, G. Santos Soares, J.-R. D. Guimaraes, D. Mergler et M. Amorim. 1998. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 223, p. 1-24.

Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C. J. Sousa Passos, E. de Jesus da Silva , P. Scavone de Andrade, D. Mergler et M. Amorim. 1999. «Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems». *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 112, p. 297-313.

Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, N. Farella, M. Courcelles, J.-R. Guimarães, D. Mergler et M. Amorim. 2000. «Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon». *Chemical Geology*, vol. 165, p. 243-266.

Ruellan, A. 2001. «Quelles relations entre sols et activité humaines ?» Chap. Dans *Sols et sociétés. Regards pluriculturels,* sous la direction de R. Lahmar, J.-P. Ribaut, p. 21-26. Paris : Éditions Charles Léopold Mayer.

Sampaio da Silva, D., M. Lucotte, M. Roulet, H. Poirier, D. Mergler et M. Crossa. 2006. «Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira». *InterfacEHS.* Consulté en mai 2008 à : http://www.unites.uqam.ca/gmf/caruso/doc/caruso/sampaio/sampaio_et_al_2006.pdf

Sampaio da Silva, D. 2007. «Ressources halieutiques du bassin du Tapajós en Amazonie brésilienne : une étude écosystémique reliant les pratiques de pêches, les usages des bassins versants et la contamination au mercure». Thèse présentée comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 292 p.

Scatena, F. N., R. T. Walker, A. K. O. Homma, A. J. de Conto, C. A. P. Ferreira, R. de Amorim Carvalho, A. C. P. N. da Rocha, A. I. Moreira dos Santos, et P. Mourão de Oliveira. 1996. «Cropping and fallowing sequences of small farms in the "terra firme" landscape of the Brazilian Amazon: a case study from Santarém, Pará». *Ecological Economics,* vol. 18, p. 29-40.

Schneider, R. R., E. Arima, A. Veríssimo, P. Barreto et C. Souza Júnior. 2000. *Amazônia Sustentável: Limitantes e oportunidades para o desinvolvimento rural.* Série Parcerias. Banco Mundial e IMAZON, Brasil, 58 p.

Secretaria de Comunicação de Governo — Brasil. 1997. *Reforma Agrária - Compromisso de todos.* Consulté en décembre 2006 à : https://www.planalto.gov.br/publi_04/COLECAO/REFAGR3.HTM

Sioli, H. 1984. *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.* Dr W. Dordrecht Junk : Publishers.

Sistema de Vigilância da Amazônia. Carte de la localisation géographique de l'Amazonie légale. Consulté en janvier 2007 à : http://www.sivam.gov.br/amazonia/legal.jpg

Soares-Filho, B. S., D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. Coutinho Cerqueira, R. Alexandrino Garcia, C. Azevedo Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre et P. Schlesinger. 2006. «Modelling conservation in the Amazon basin». *Nature,* vol. 440, no 7083, p. 720-723.

Théry, H. 1997. «Routes et déboisement en Amazonie brésilienne: Rondônia 1974-1996». *Mappe Monde*, vol 3, p. 35-40.

Thibaudeau-Robitaille, H. 1997. «Impacts de l'utilisation du territoire sur les propriétés édaphiques d'une ferme d'Amazonie équatorienne». Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 47 p.

United States Department of Agriculture. 2003. *The Amazon: Brazil's Final Soybean Frontier. Production Estimates and Crop Assessment Division. Foreign Agricultural Services.* Consulté en décembre 2006 à : http://www.fas.usda.gov/pecad2/highlights/2004/01/Amazon/Amazon_soybeans.htm

Veiga M. M. et Baker, R. F. 2004. *Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Reseased by Artisanal and small-scale Gold Miners.* Global Mercury Project. Vienne, Autriche, 289 p.

Veríssimo, A. et P. Amaral. 1998. «Forestry in the Amazon: current situation and perspectives». Dans *A third millenium for humanity?: the research for paths of sustainable development,* sous la direction de D. E. Leihner et T. A. Mitschein, p. 265-277. Bern, New York, Paris, Wien, Lang : Frankfurt am main.

Vielhauer, K., M. Denic, T. D. A. de Sa., O. R. Kato, M. S. A. Kato, S. Brienza Jr. et P. L. G. Vlek. 2001. «Land-use in a mulch-based farming system of small holders in the Eastern Amazon». *Deutcher Tropentag, Conference on International Agricultural Research for Development.* (October 9-11 2001, Bonn, Germany).

Webb J, N. Mainville, D. Mergler, M. Lucotte, O. Betancourt, R. Davidson, E. Cueva et E. Quizhpe. 2004. «Mercury in fish-eating communities of the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador». *Ecohealth*, vol. 1, p. 59-71.

Winfried, E. H. Blum. 2001. «Les différentes fonctions du sol». Chap. Dans *Sols et sociétés. Regards pluriculturels,* sous la direction de R. Lahmar, J.-P. Ribaut, p. 11-14. Paris : Éditions Charles Léopold Mayer.

# CHAPITRE 2

## Dynamiques des propriétés des sols de fermes familiales de la région du Tapajós (Amazonie brésilienne) après la première année de culture sur brûlis

Béliveau, Annie[1], Davidson, Robert[1, 2], Lucotte, Marc[1], do Canto, Otávio[3], Serge Paquet[1]

[1]Université du Québec à Montréal, GEOTOP, CP 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Canada, H3C 3P8, [2]Biodôme de Montréal, Canada, [3]Universidade Federal do Pará, Brazil

Ce chapitre sera soumis pour publication dans *Agriculture, Ecosystems & Environment*

## Résumé

Les politiques de colonisation et des incitatifs économiques ont mené à une occupation croissante de l'Amazonie brésilienne, intensifiant le déboisement dans la région depuis les quarante dernières années. Notre étude, réalisée dans le bassin de la rivière Tapajós — un des fronts pionniers les plus actifs de l'État du Pará — vise à analyser à une échelle régionale les impacts du déboisement par brûlis et de la première année de culture sur les propriétés physico-chimiques du sol. Un total de 429 échantillons de sol ont été prélevés sur 26 fermes situées dans cinq communautés riveraines du Tapajós. En août 2004, des échantillons ont été collectés sur des parcelles nouvellement déboisées pour fin de culture, avant le brûlis. En août 2005, un an après le brûlis initial et les premiers mois d'activités agricoles, les mêmes sites ont été ré-échantillonnés. Nos résultats ont indiqué une hausse de cations basiques à la surface du sol, ainsi qu'une augmentation du $NO_3$, du $P_{ex}$ et du $P_{cdb}$. Cependant, une érosion marquée du sol s'est également produite, tel que montré par la hausse significative de la densité et par la perte marquée de particules fines du sol (allant de 25 % à la surface du sol à 10-12 % à 20-25 cm). La baisse des niveaux $NH_4$ à la surface du sol et l'accumulation des deux formes d'azote disponible dans ses horizons profonds ont suggéré un lessivage important de ces ions. Une tendance semblable a également été observée pour le K. De paire avec ces processus, la compétition chimique provoquée par l'arrivée de cations basiques causée par le brûlis pourrait avoir joué un rôle dans la perte de $NH_4$ à la surface du sol. Cette étude montre que le déboisement par brûlis et la première année d'activités agricoles suivant la perturbation ont des effets significatifs sur la fertilité du sol. Bien que la dimension régionale du projet ait souligné l'importance de la variabilité naturelle des sols forestiers ainsi que les différentes réponses au déboisement selon la texture du sol, les tendances observées lors de cette étude se sont manifestées de manière constante à l'échelle régionale, indiquant une possible généralisation des résultats à d'autres régions ayant des conditions environnementales similaires.

**Mots-clés:** Fertilité du sol, Amazonie, petite agriculture, déforestation, érosion du sol, lessivage, usage de la terre

# CHAPTER 2

## Soil nutrient dynamics after one year of slash-and-burn cultivation on small-scale riparian farms of the Tapajós Region, Brazilian Amazon

Béliveau, Annie[1], Davidson, Robert[1, 2], Lucotte, Marc[1], do Canto, Otávio[3], Serge Paquet[1]

[1]Université du Québec à Montréal, GEOTOP, CP 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Canada, H3C 3P8, [2]Biodôme de Montréal, Canada, [3]Universidade Federal do Pará, Brazil

Chapter to be submitted for publication in *Agriculture, Ecosystems & Environment*

### Abstract

Colonization policies and economic incentives have led to an increasing human occupation of the Brazilian Amazon, intensifying the deforestation for the last forty years. Our study, carried out in the Tapajós River basin – one of the most active pioneer fronts of the State of Pará – aimed at analyzing at a regional scale the impacts of the first year of slash-and-burn cultivation on soil physico-chemical properties. A total of 429 soil samples were collected at 26 farms from five riparian communities of the Tapajós River basin. In August 2004, soil samples were collected from newly deforested sites planned for cultivation, before the burning. In August 2005, one year after the initial burning, a second campaign was held following the first months of cultivation and re-sampling of the very same soils as those collected in 2004 was done. Our results indicated a high base cations increase at the soil surface. Similarly, in both soil types, there were significant increases of $NO_3$, $P_{ex}$ and $P_{cdb}$ at surface horizons. However, marked soil erosion also occurred, as shown by a significant surface density increase coupled with a loss of fine particles ranging from 25% at the surface to 10 to 12 % at 20-25cm. Nutrient leaching was also detected through lower values of $NH_4$ at the surface, and especially with the contrasting accumulation of both forms of available nitrogen in subsoil horizons. A similar trend existed for K dynamics. On top of leaching processes, chemical competition caused by the sudden input of base-cations from slash-and-burn could have played a role in the loss of $NH_4$ at the surface. This study draws attention to the crucial impacts of slash-and-burn deforestation on early changes in soil properties within a year of the anthropogenic disturbance. Although the regional dimension of the project highlighted the natural variability of undisturbed soils as well as differentiated responses to deforestation according to soil texture, the trends observed in this study still emerged clearly at the regional scale, which indicates that our results could be extrapolated on a larger scale in the humid tropics.

**Key-words:** Soil fertility, Amazon, small-scale agriculture, deforestation, soil nutrients, soil erosion, nutrient leaching, land-use

## 1. Introduction

The Amazon forest represents approximately 40 % of remaining tropical forests and it is the one having the highest absolute deforestation rate (Laurance *et al.*, 2001; Peres, 2005). With the acceleration of the deforestation of the Brazilian Amazon during the 90's (Laurance, 1999) and the beginning of the 21$^{st}$ century (Nepstad *et al.*, 2006), it was estimated that more than 17 % of its vegetation cover had already been cut by 2004 (Margulis, 2004).

Although the causes of tropical deforestation are complex and numerous, forest conversion to agriculture is the main force leading to the loss of the Amazon forest (Margulis, 2004). During the last forty years, thousands of families have migrated to rural communities to practice agricultural and subsistence activities (Laurance, 2000). Hence, among the major actors involved in the actual explosion of agricultural sector — such as large-scale producers and ranchers —, family farmers practising small-scale slash-and-burn cultivation play an increasing role in this phenomena (Farella, 2005).

Slash-and-burn agriculture is extremely common in rural regions of the Amazon. Family farming is indeed one of the principal deforestation agents in the Tapajós River Region (Farella, 2005). After having manually cut a plot of forest, family farmers burn dried vegetal residues in order to clear their land (Farella, 2005). Decomposing nutrient-rich ashes resulting from the burnt forest biomass then serve as soil fertilizer by temporarily increasing its pH and base cations levels (Fabian *et al.*, 2005; Farella *et al.*, 2006; Nye and Greenland, 1964). At a small-scale and on a lightly populated territory, and for a short-term period, slash-and-burn is a very efficient agricultural method to enrich nutrient-depleted tropical soils. However, demographic densification led to a generalised use of this technique, thus causing high pressures on the environment. Accompanied by atmospheric emissions of chemical compounds destabilizing the entire ecosystem (Fabian *et al.*, 2005), tropical deforestation and subsequent agricultural expansion are increasingly influencing geochemical and nutrient cycles (Filoso *et al.*, 2006), which have important consequences on the environment and on human health. Losses in soil available N (Farella *et al.*, 2007; Neill *et al.*, 2006), in total N and total C (McGrath *et al.*, 2001; Murty *et al.*, 2002), in cations (Cochrane

and Sanchez, 1982) and in P (McGrath *et al.*, 2001), as well as soil erosion (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000, Roulet *et al.*, 1998) and density increase (Alfaia *et al.*, 2004; McGrath *et al.*, 2001; Murty *et al.*, 2002; Numata *et al.*, 2007) frequently occur after deforestation. This alteration of fertility is fuelling the ongoing slash-and-burn of new plots of primary forests by small-scale farmers who need cultivable land to ensure their very subsistence (Farella, 2005).

Deforestation of the Amazon also has pronounced large scale environmental, social and economical impacts (Laurance, 2000), among others on climatic and hydrological systems (Cochrane *et al.*, 1999; Laurance, 2000; Nepstad *et al.*, 2000, 2001), on carbon reservoirs and emissions (Fearnside, 2003; Laurance, 2000; Soares-Filho *et al.*, 2006), on river sediments (Farella, 1998, Farella *et al.*, 2001), on landscape fragmentation (Metzger, 2003) as well as on biodiversity (Fearnside, 1999), Moreover, it is accompanied by an increase of soil Hg mobility (Chapter 3) and an eventual release of the contaminant to aquatic ecosystems (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2006; Roulet *et al.*, 1998). In the Tapajós River Region, recent colonisation movements have caused important demographic, cultural and environmental transformations related to the intensification of the exploitation of the territory in the last decades (Farella, 2005). Located close to the junction of the Transamazonian (BR-230) and the Santarém-Cuiabá highways (BR-163), it is nowadays an extremely dynamic area where agricultural activities continue to develop at an accelerated pace. Today, family agriculture is the prevailing mode of subsistence in rural areas of the region. Practicing agriculture with rudimentary methods on farms smaller than a few dozens hectares (Grupo de Trabalho interministerial, 2006), family farmers usually cultivate temporary crops after having slashed-and-burnt the forest cover. Generally, after a few crop and fallow alternating sequences, agricultural lands end up as pastures (Farella, 2005).

The objective of our research was to analyse the effects of the first year of slash-and-burn cultivation on soil nutrients levels in family farms of the Tapajós region. In order to analyse soil properties changes after the first year following deforestation, the exact same plots were sampled before disturbance and one year after. Moreover, our study covered five communities located on a 150km north-south distance along the Tapajós River, allowing us

to characterize soil dynamics following deforestation at the regional scale. Based on previous studies that have been carried out in the region (Farella *et al.*, 2006), we expected that important changes in soil properties would occur rapidly following deforestation and that site textural specificity as well as patterns related to regional soil variability would influence soil responses to slash-and-burn.

Although numerous studies about deforestation impacts on soil properties have been done (Farella *et al.*, 2006; McGrath *et al.*, 2001; Neill *et al.*, 2006; Roulet *et al.*, 1998), those focusing on the immediate period following slash-and-burn and the first months of cultivation, in a regional context, are less frequent. Indeed, the relatively short time-span of our experimental design allowed us to specifically focus on the impacts of the first months of agricultural activity following the slash-and-burn of the primary forest.

## 2. Methods

### 2.1. Study area

This study was carried out in the lower Tapajós River basin (Figure 1), located in the State of Pará (Brazilian Amazon). Sampling took place along a 150km segment on the river, between the municipalities of Aveiro and Itaituba (all the sites were located between 03°40' to 04°28'S and 56°12' to 55°21'W). The study was part of the Caruso research project conducted by a joint Canadian and Brazilian team working on the relationships between Hg, human health, the environment and land transformation. An ecosystem and interdisciplinary approach was thus adopted.

Covered by various types of rain forests, with some areas of savannas (Embrapa Amazônia Oriental, 2007a), the study region has an annual rainfall varying between 1800mm to 2200mm and is characterized by a relatively short dry season (GTI, 2004). However, the natural vegetation has already been widely altered, and secondary forests (capoeiras) and pastures are very common (Embrapa Amazônia Oriental, 2007b). Soils of the area are predominantly classified as Oxisols and Ultisols (according to the USDA system) (Soil

Survey Staff, 1999), or Latossolos and Argissolos (according to Brazilian classification) (Embrapa Amazônia Oriental, 2007c). These soils, which developed on the Alter-do-Chão geological formation, have highly weathered mineral horizons consisting mostly of iron and aluminium oxides-rich clays (Roulet et Lucotte, 1995; Roulet *et al.*, 1998). Moreover, they are relatively poor and acid; for millions of years they have been highly weathered by intense precipitations and marked climatic variations which resulted in nutrient and mineral depletion (Jordan, 1985). In our sampling sites, the main cultivated crops were bitter manioc — or cassava — (*Manihot esculenta* Crantz), rice (*Oryza sativa* L.), beans (*Phaseolus vulgaris* L.) and corn (*Zea mays* L.), and to a lesser extend, banana (*Musa* spp.), cacao (*Theobroma cacao* L.), coffee (*Coffea arabica* L.) and pepper (*Piper nigrum* L.). Some sites were also under pastures.

### 2.2. Data collection

Data collection was done in the riparian communities of São Luiz do Tapajós, Nova Canãa, Santo Antônio, Açaituba and Mussum/Vista Alegre, in the Tapajós River basin (Figure 1). As this research was based on a participatory approach, sampling campaigns were done in collaboration with local population, according to the landowner will to participate and on the availability of sites. Since the communities of Mussum and Vista Alegre were extremely close to one another, they were considered as one community for this study. Sites had to correspond to specific requirements. They had to be primary forests planned for slash-and-burn before the next rainy season and for subsequent cultivation for – at least – one year. Based on these conditions, a total of 429 soil samples were collected in 26 family farms.

In September 2004, soil samples were collected from newly deforested sites, carefully discarding areas that had been affected by former anthropogenic activities. In August 2005, a second sampling campaign was held one year after the initial burning and the first months of cultivation of short-cycle crops (mainly cassava, beans and rice). Using GPS and with the help of participating farmers, we went back to previously sampled study sites. Moreover, since first sampling emplacements were identified with an easily visible tag and maintained by participating farmers, it was possible to re-sample the next year at the exact same sites.

Samples collected in 2005 were taken 30cm away from the holes dug in 2004. We thus could assume that the two sets of soils were similar in nature and environmental conditions but that they were collected far enough to avoid disturbances related to previous sampling. This research design allowed us to analyse soil property changes after the first year following deforestation, taking into account soil depth influence, as well as the natural soil gradient at a regional scale. For various reasons – such as selected lands having been sold, sites that had not been clearly identified or land-owners that had become unavailable because of health problems –, only 21 of the initial sites were re-sampled during the second field campaign.

Three representative points were sampled in four to seven sites of each studied community. After having removed organic litter at soil surface (leaves and branches), soil samples were taken at three different depths (0-5, 20-25 and 50-55cm) with a 100 $cm^3$ percussion sampler. Each sample was collected in duplicates. One of them was kept frozen until to be used for $NO_3$ and $NH_4$ analyses in our Montréal laboratory in order to interrupt nitrogen mineralization caused by microbial activity. The other was air-dried to eliminate most of the soil moisture and was subsequently used for all remaining analyses. The samples collected at the top 0-5cm reflected soil surface dynamics, whereas the 20-25cm and 50-55cm samples were representative of subsurface soil horizons.

### 2.3. Laboratory analyses

All samples were taken back to Canada for laboratory analysis. All unfrozen samples were oven-dried at 40 °C until a stable weight was obtained. Dry weights were recorded and bulk density (dry weight/100 $cm^3$) was calculated. Each sample was passed through a 2mm sieve to remove small rocks and roots, then reduced to a fine and homogeneous powder with a steel percussion grinder and finally lyophilised to remove interstitial water. However, a part of each sample was kept un-sieved for granulometric determination.

Available base cations (Ca, Mg, K, Mn, Al and Fe) were extracted with $BaCl_2$ and measured by atomic absorption (Hendershot *et al.*, 1993), and pH was determined using a glass electrode after a 1:4 dilution in water. Available nitrogen ($NO_3$ and $NH_4$) was extracted with

KCl 2M and measured by colorimetry (Maynard and Kalra, 1993), while total C and total N were determined by combustion with the Carlo-Erba analyser (NA 1500 model) (Verardo *et al.,* 1990). Fe and Al oxy-hydroxides (referred in this article as $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$) were extracted with citrate-dithionate-bicarbonate and measured by atomic absorption (Lucotte and d'Anglejan, 1985). Four forms of phosphorus were determined after a sequential extraction from the most available to the more recalcitrant: $P_{ex}$ (exchangeable), $P_{cdb}$ (P extracted with citrate-dithionate-bicarbonate), Papa (apatite) and $P_{org}$ (organic), and then measured by colorimetry with the auto-analyser Traacs 800 of Bran and Luebbe, according to the method elaborated by Lucotte and d'Anglejan (1985). In this paper, the abbreviations $P_{ex}$, $P_{cdb}$, Papa and $P_{org}$ will be used to qualify the different forms of P. Humid fractionation of the un-sieved samples with three different sieves allowed us to obtain three distinct groups of particles (0-63µm, 63-210µm and 210µm-2mm) (Grandmont, 2001). This classification was used throughout the other studies associated to the Caruso project in the Tapajós Region, and was kept in the present project based on the significant relationships found between these granulometric fractions and soil physico-chemical variables, including Hg content. Soil texture was determined from weighed dried fractions. Throughout this paper, soil fine particles measuring 0 to 63µm will be referred to as "fp", these roughly representing classical clay and silt fractions grouped together.

Soil granulometry, $Fe_{cdb}$, $Al_{cdb}$ and the four forms of P have been assessed on one sample randomly selected among the three soil replicates of each site and limited to the two upper horizons (0-5cm and 20-25cm). In order to ensure the validity of the results, replicates and analytical blanks were included in each protocol. Soil pH was measured at the Montréal's Biodôme, while all the other analyses were done at the GEOTOP laboratory, at the Université du Québec à Montréal.

### 2.4. Statistical analyses

Soil physico-chemical properties were analysed for the 21 sites that were sampled in the two sampling campaigns, which were used for the statistical analysis of soil responses to slash-and-burn.

Descriptive statistics were used to determine the effect of deforestation on individual soil properties, for a given sampled horizon and a given soil texture. For soil characterization according to soil texture at initial state, we used student t-tests (when the studied variable had a normal distribution) or Wilcoxon test (when we could achieve normality). Then, because we were mostly interested in temporal variation following disturbance, where values at $t_2$ depend on values at $t_1$, we used statistical tests for paired samples. When desired variables had a normal distribution, we used Multivariate Analyses of Variance (MANOVAs) for comparisons of mean concentrations and to assess if significant changes occurred in samples collected before the burn and one-year after. In order to fulfill the requirements for the use of MANOVAs, a few samples were excluded from the analyses. However, the normality of the distribution was not reached for some variables and non-parametric statistical tests for paired data were done. Moreover, although some sites had initial nutrients levels that were slightly higher than the general trend, they had similar dynamics upon deforestation to that of other samples and they were not considered as outliers. They were therefore left in the analyses. All the statistical analyses were done with the JMP 5.1 program (SAS Institute, 2003).

### 2.5. Soil classification

A discrimination method for soil classification was worked out in order to determine if contrasting soil responses to deforestation existed. The Munsell Chart was first used to verify if a color pattern could be observed. All our samples were classified in the yellow-red Munsell sheets. As a wide range of subtle nuances were observed, no soil classification solely based on color was achievable. Because fine particles play a key role in numerous geochemical and pedological dynamics (Brady and Weil, 2002) this variable was selected as a basis for soil classification. Several discriminant analysis trials led us to adopt a 35 % fp threshold to create groups of samples that were distinct according to their overall characteristics (see Appendix C). Hence, in this paper, samples containing less than 35 % fp will thereafter be referred to as "sandy soils" and those containing more than 35 % fp, as "clayey soils".

# 3. Results

## 3.1. Initial soil physico-chemical properties

First, an initial soil characterization of the studied communities was done in order to determine if geographic distribution of sampled sites had a significant effect on soil properties of undisturbed soils. The hierarchical analyses done with some variables indicated that most of the soil variability occurred between the studied sites instead of between the five communities, and that no particular pattern associated to a regional distribution was observed. Since site heterogeneity seemed to prevail on inter-community variation, an approach based on soil texture was then adopted (for more details about inter-community dynamics, see Appendix B).

Initial conditions, before slash-and-burn, were distinct for clayey and sandy soils, especially at the soil surface (Table 1). Indeed, at the 0-5cm horizon, 15 of the 20 variables of interest in this study (density, pH, $NO_3$, K, Fe, Al, total C, total N, % fp, $P_{ex}$, $P_{cdb}$, $P_{apa}$, $P_{org}$, $F_{ecdb}$ and $Al_{cdb}$) had significant differences according to soil texture, compared to only 10 variables that were influenced by texture at 20-25cm. Indicators of soil organic matter showed higher values in clayey sites for total C, total N and $NO_3$ levels. While we found significantly higher K levels in surface horizons of clayey sites, Ca concentrations were surprisingly slightly higher in sandy soils. This was reflected in a higher sum of bases, although not statistically significant, in sandy sites. Finally, clayey soils contained two times more available Al and Fe than sandy soils. Most phosphorus forms showed significantly higher values in clayey soils, especially as to the $P_{org}$ content and to a less extent for $P_{cdb}$ and $P_{apa}$. However, $P_{ex}$ was contrastingly higher in sandy soils. In undisturbed sites, $P_{org}$ was highly correlated with fine particle content ($p<0.0001$, $r^2 = 0.34$). Moreover, $P_{cdb}$ was correlated with $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$ at all soil depths and for both soil textures. When combining soil textures together, the correlation was significant with $Al_{cdb}$ ($p<0.0127$, $r^2 = 0.15$) and it was even more pronounced with $Fe_{cdb}$ ($p<0.0009$, $r^2 = 0.26$). Furthermore, soil $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$ concentrations were correlated with fp content ($p<0.0009$, $r^2 = 0.25$ and $p<0.0001$, $r^2 = 0.33$ respectively) (results not shown). Indeed, clayey soils contained two to three times more $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$ than sandy soils (241 compared to 81.2 µmol/g of $Fe_{cdb}$, 141 compared to 57.2 µmol/g of $Al_{cdb}$).

Overall, for both soil textures, most initial soil property values generally tended to remain constant or to decrease in subsurface horizons, although some variables did increase with depth ($F_{ecdb}$, $Al_{cdb}$, density and % fp). Physico-chemical distinction between the two soil textures was less pronounced in deeper soil horizons, where sandy and clayey levels were not significantly different for $NO_3$, $NH_4$, CaMgK, Ca, Mg, K, Fe both at 20-25cm and at 50-55cm, and at 20-25cm for $P_{ex}$, and $P_{cdb}$, contrastingly to the surface horizon. Generally, differences according to texture tended to disappear with depth for most variables (Table 1).

### 3.2. Effects of the first year of slash-and-burn cultivation on soil physico-chemical properties

Table 2 summarizes the changes occurring in soil properties following deforestation and the first year of cultivation, presented by soil texture and by horizon. By dividing deforested sites means by forest sites means (using the means of all of our plots for a given texture), we obtained an indicator ("deforested/forest ratio", thereafter called in this paper "ds/fs ratio") of the combined effect of slash-and-burn and of the first year of cultivation on individual soil characteristics.

- ***Soil physical properties***

Both soil textures underwent a statistically significant increase in density at the soil surface, but no marked density change occurred in deeper horizons (Figure 2[1]). Sandy sites, which were denser before disturbance (1.31 compared to 1.15 g/cm$^3$ at soil surface for clayey sites), had a less important – but still significant – surface density increase (ds/fs = 1.04, paired t-test = $p<0.0445$[2]) than clayey sites (ds/fs = 1.06, $p<0.0002$). Moreover, clayey and sandy sites both lost soil fine particles, especially at top horizons (Figure 3). Clayey sites, with significant fp losses both at 0-5cm ($p<0.0052$) and at 20-25cm ($p<0.0389$) had a more pronounced fp loss than that of sandy sites. Indeed, a significant inverse relationship ($r^2$ =

[1] In Figures 2 to 17, error bars represent the standard deviation (SD)
[2] All subsequent statistical analyses comparing forest and deforested means of a given variable will be results of paired t-tests

0.51, $p<0.0004$) existed between fine particle content from forested soils and fine particles loss following deforestation (results not shown).

- ***Soil Organic Matter***

Although total C change was not marked at deforested sites, a slight overall increase was observed in sandy (1.08 ds/fs ratio) sites (Figure 4). Moreover, there was a highly significant correlation between C and N variations, especially at soil surface ($p<0.0001$, $r^2 = 0.68$). Finally, while C:N ratio decreased in clay site subsurface horizons (20-25cm and 50-55cm), a significant increase was noted in sandy soil surface horizons and at 20-25cm. Total N did not vary on deforested sandy sites, whereas there was a significant total N increase at soil subsurface for deforested clayey sites ($p<0.0001$ for 20-25 and 50-55cm) (Figure 5). Moreover, contrasting dynamics were observed between the two forms of available nitrogen, $NH_4$ and $NO_3$. $NH_4$ levels generally decreased after slash-and-burn and the first year of cultivation, particularly in sandy soils which lost more than 50 % of their surface $NH_4$ (Figure 6). A noticeable exception was a $NH_4$ rise at 20-25cm for clayey soils. While the $NH_4$ loss was stunning (paired t-test, $p<0.0122$ for clayey and $p<0.0434$ for sandy sites) at soil surface, changes in deeper horizons were less pronounced. On the opposite, there was a significant $NO_3$ increase in all clayey site horizons ($p<0.0407$ for 0-5cm, $p<0.0004$ for 20-25cm and $p<0.0001$ for 50-55cm). In these sites, $NO_3$ increased more in soil subsurface horizons than at the top horizon, as shown by increasing ds/fs ratios with depth (1.64, 2.28 and 4.42 from the 0-5 to the 50-55cm horizon). In sandy sites, the increase was not marked at 0-5cm ($p<0.0827$), but it was very significant in deep horizons ($p<0.0001$ at 20-25cm and $p<0.0217$ at 50-55cm) (Figure 7).

- ***Soil available cations, phosphorus and minerals***

Generally, surface soils of both textures were characterized by available base cation enrichment after slash-and-burn and a one-year cultivation period. However, the effects of deforestation in the soil profile were different depending on soil texture. At the surface, the sum of base cations (which is mostly driven by Ca concentrations) in clayey sites went from 0.83 to 1.62 cmol/kg, while the increase in sandy sites went from 1.12 to 1.73 cmol/kg. The

CaMgK enrichment was especially marked for the surface of clayey soils, as values increased by a ds/fs ratio of 1.96 while the increase observed was 1.54 for sandy soils (Table 2 and Figure 8). Moreover, we observed specific dynamics regarding variations of individual cations following slash-and-burn and in the soil profile. For example, while an increase of Ca levels was observed in all sandy soils horizons but was limited to the surface horizon for clayey soils (Figure 9), the increase in Mg concentration was generalized for both textures but was only significant for clayey soils at 0-5 and 50-55cm (Figure 10). In contrast, there was no significant change in K concentration at surface, but there were important K increases in subsurface for clayey and sandy soils, which were significant at the 50-55cm horizon (Figure 11).

Available Mn levels, which were extremely low in unperturbed soils, tended to decreased in both soil textures at 0-5cm, whereas they increased at 50-55cm (Table 2). Also, both soil textures underwent a significant loss of available Fe at the surface, and the trend was still visible at the 20-25cm horizon, especially in sandy soils (Table 2). Furthermore, while available Al levels decreased at soil surface, there was a slight Al enrichment at 20-25 (which was significant in clayey soils) and 50-55cm for both soil textures (Figure 12). Finally, soil pH increased slightly at soil surface but it did not change noticeably in deeper horizons (Figure 13).

Distinct responses to slash-and-burn and the subsequent one-year cultivation period were also observed for the different forms of P. $P_{ex}$ increased for both soil textures, but the change was only significant in clayey sites (Figure 14). $P_{cdb}$ levels also increased for the 0-5 and 20-25cm horizons in both soil textures (Figure 15), and this was significant for clayey soils at 20-25cm. In contrast, $P_{org}$ and $P_{apa}$ levels did not vary noticeably. Finally, $Al_{cdb}$ and $F_{ecdb}$ levels almost always decreased on cultivated deforested sites. Although the changes were overall not particularly marked, the $Fe_{ecdb}$ and $Al_{cdb}$ losses were significant at 20-25cm for sandy and clayey sites respectively (Figures 16 and 17).

## 4. Discussion

The presence of a vegetation cover is crucial for nutrient cycles in tropical soils. Indeed, while some soil properties (percent clay, exchangeable Al and pH) are mostly influenced by large-scale processes such as climate, precipitation and parent material, others (base cations, C and N) are largely impacted by small-scale variations related to vegetation cover and land-use (Holmes *et al.*, 2005). Since 60 to 95 % of tropical forest nutrients are found in aerial biomass (Herrera, 1985), falling leaves and branches, which then decompose, gradually release chemical elements into the soils and ensure continual nutrient regeneration in Amazonian soils. The surface horizon is directly influenced by small-scale processes related to land-cover (tree fall, biological activity, accumulation of organic matter) (Holmes *et al.*, 2005), which in our study was reflected in higher organic matter indicator values (total C and N, $NH_4$ and $NO_3$), sum of base cations (CaMgK) and P concentrations at the soil surfaces of undisturbed forests — especially on clayey sites.

Deforestation based on slash-and-burn, which interrupts the recycling forest nutrients into the soils, induces a disequilibrium which eventually leads to a decrease in fertility of agricultural systems (Asner *et al.*, 2004; Vielhauer *et al.*, 2001), after an initial short duration period of fertilization. Under short-cycle agricultural systems as in pastures, nutrient levels usually decrease after a few years, as it has been widely observed in past studies (Asner *et al.*, 2004; Cochrane and Sanchez, 1982; Nye and Greenland, 1964). Moreover, Oxisols (yellow ferralitic soils) and Ultisols (brown and red ferralitic soils), which represent seventy-five percent of Amazonian soils (Cochrane and Sanchez, 1982), are weakly resistant to disturbance and quite vulnerable to erosion (Robert, 2001). Hence, soil physical, chemical and biological properties are frequently affected by forest conversion to agriculture (Murty *et al.*, 2002). Moreover, some soil nutrients are more specifically influenced by changes in land-cover, topography and humidity (Holmes *et al.*, 2005), and are retained in these soils for only a short period of time before they are leached out (Nye and Greenland, 1964).

### 4.1. Fine particles

Our results showed that significant erosion processes have already begun during the first year of agricultural activities after slash-and-burn of the primary forest. Indeed, a significant loss of fine particles had already occurred, both clayey and sandy sites having lost about 24 % of their initial soil surface fp content. Moreover, the 12 % fp loss was still significant at the 20-25cm horizon of clayey soils. Soil density increase was also significant at the surface of our study sites. The absence of vegetation cover is indeed usually accompanied by increased soil density and compaction, and by enhanced erosion (Alfaia *et al.*, 2004; McGrath *et al.*, 2001; Müller *et al.*, 2004; Murty *et al.*, 2002; Numata *et al.*, 2007; Robert, 2001). High precipitation in the absence of a forest cover also triggers the deterioration of soil structure (Valentin and Janeau, 1990). Since the soil's fine fraction plays a key role in aggregation complexes (Brady and Weil, 2002), fp and density changes are closely interrelated; fp erosion, which plays an important role in soil structure, can lead to compaction and to density increase, such as observed in our results. Moreover, fp loss also affects soil fertility as fp are involved in most soil chemical processes and as nutrient bonding occurs on their adsorption sites.

### 4.2. Total C and total N

In our study, initial total C levels significantly differed according to soil texture, as found in many other studies (Alfaia *et al.*, 2005; Asner *et al.*, 2004; Farella *et al.*, 2007). But as a whole, total C and total N levels did not change much following slash-and-burn and forest conversion to agricultural land, as opposed to what was observed in most published studies (McGrath *et al.*, 2001; Mainville *et al.*, 2006; Murty *et al.,* 2002), but however consistent with some (Hölscher *et al.*, 1997). It is likely that a one year period since deforestation was not enough to significantly affect C and N pools. Indeed, no pronounced differences in C response to slash-and-burn cultivation appeared in our clayey and sandy study sites. Generally, a rapid C loss (followed by a slower rate of change in subsequent years) is usually observed in soils after deforestation (Desjardins *et al.*, 2000; Murty *et al.,* 2002). First, most of the C contained in aboveground biomass is not returned to the soil after slash-and-burn and is consequently lost from the ecosystem (Markewitz *et al.*, 2004). Then, decomposition of

the organic matter pool occurs in the absence of forest litter inputs. However, depending on land management, diverse dynamics can exist and a C increase may even occur (Müller *et al.*, 2004; Murty *et al.*, 2002). For example, while some pasture chronosequences showed a C decrease with time (Asner *et al.* 2004), others presented a very slight increase in soil C (Müller *et al.*, 2004; Numata *et al.*, 2007), as was the case in our sandy sites, although it was not a statistically significant trend.

The surprising but significant increase in N for the 20-25 and 50-55cm horizons of clayey sites, which led to lower C:N ratios, could be linked to decomposing underground forest biomass in the soil subsurface, leading to a soil organic matter enrichment. However, no similar pattern could be found for sandy sites, where decomposition processes could be slower. Increasing subsurface total N could also possibly be related to downwards N movement to deep soil horizons, as observed by Markewitz *et al.* (2004). There is generally a strong correlation between N and C changes (Murty *et al.*, 2002), which indeed occurred in our study, especially at soil surface. Since C loss is more often greater that N loss following deforestation, cultivated soils usually have lower C:N ratios that forest soils (Murty *et al.*, 2002). In our study though, this was only the case in subsurface horizons of clayey sites. These lowered C:N ratios were related to the significant increase in N in the subsurface of horizons of clayey sites — which may be related to accelerated root decomposition (confirmed by the $NH_4$ and $NO_3$ trends) — and not to C losses.

### 4.3. Available nitrogen

At our study sites, the decrease in $NH_4$ levels following slash-and-burn cultivation could be related to an increase in organic matter mineralization, thus stimulating nitrification processes, as a consequence of deforestation (Brown *et al.*, 1994). Indeed, $NH_4$ loss occurred at soil surface while an increase in $NO_3$ occurred at the same horizon. Moreover, more efficient nitrification was also reflected by an overall significant decrease of $NH_4$/total available N ratio following slash-and-burn. This shift to a $NO_3$ dominance over $NH_4$, also observed in previous studies (Wick *et al.*, 2005), could indicate the opening of the soil N cycle, eventually resulting in an increase of $NO_3$ leaching (Neill *et al.*, 2006). Similarly,

Farella *et al.* (2007) observed that $NH_4$ loss in deforested sites was more marked than that of $NO_3$. Along with available N microbiological transformation processes, Farella *et al.* (2007) indicated that surface $NH_4$ loss could also be partly related to chemical competition with newly available cations coming from ashes. It had indeed been shown that enhanced fertilization could increase nutrient mobility in sandy scandinavian soils (Matilainen *et al.*, 2001). Slashed-and-burnt vegetation, decomposing very rapidly, leads to a massive release of cations into the soil. This process strongly differs from natural biomass decomposition and gradual integration of nutrients into soils. In our study, since the $NH_4$ loss was significant where the fertilization effect was more important (at the 0-5 and 20-25cm horizons, but not at 50-55cm, such as in the study of Farella *et al.* (2007), we can assume that chemical competition resulting from rapid cation release could have indeed occurred. The same phenomenon probably explains the early Hg mobility between soil fractions that also has been found at the same sites (Chapter 3).

Since there is basically no total N input into the soil following deforestation, the $NO_3$ increase observed in our study was probably largely caused by temporarily stimulated nitrification processes. In addition, the absence of a forest vegetation cover during the period immediately following slash-and-burn could reduce the nitrate uptake (Hölscher *et al.*, 1997; Neill *et al.*, 2006), as illustrated by a $NO_3$ increase that was more important than the associated $NH_4$ depletion in our clayey study sites. However, $NO_3$ concentrations would then probably decline in further stages of agricultural activity, cultivated systems being characterized by a lower capacity to retain this nutrient than forests, where a deep and permanent root network usually contributes to an effective nutrient cycling and to reduced leaching (Alfaia *et al.*, 2004). $NO_3$ mobility is enhanced in deforested soils because of litter reduction, higher mineralization rate (caused by the increased temperature of the soils) and erosion due to high precipitations during the rainy season (Wick *et al.*, 2005). Indeed, deforested sites in our study seemed to undergo a leaching of $NO_3$. The $NO_3$ increase was actually less marked at soil surface of deforested sites than in deeper horizons, suggesting that there was a downward movement of the nutrient, followed by its accumulation in subsurface soil horizons. $NO_3$ is an extremely mobile element which is leached very easily; even without disturbance, Amazonian soils are characterized by a very low retention capacity of this nutrient (Farella *et*

*al.*, 2007). It is important to remember that our sites went through a rainy season a few weeks after the initial deforestation, possibly contributing to this nitrate leaching process.

### 4.4. Cations

Slash-and-burn is accompanied by the release of base cations that are normally retained in the forest biomass, consequently contributing to the increase of soil pH and nutrient levels (Cochrane and Sanchez, 1982). We actually observed an increase of base cations at the soil surface of deforested sites, like several other authors (Desjardins *et al.*, 2000; Farella *et al.*, 2007; Hölscher *et al.*, 1997; Markewitz *et al.*, 2004; McGrath *et al.*, 2001; Müller *et al.*, 2004; da Silva *et al*,. 2006; Wick *et al.*, 2005). However, the magnitude of the cation increase often varies among studies. In fact, cation concentration changes at our study sites were not as pronounced as what some authors had observed. For example, while Farella *et al.* (2007) observed a 5.5-fold CaMgK increase at clayey sites and a 4-fold increase at sandy sites surface horizons, the cation inputs in our study were respectively of 1.96 and 1.54. However, some authors did not find significant changes in soil Ca and K in pastures established following slash-and-burn (Numata *et al.*, 2007). Generally, the somewhat moderate increase in CaMgK concentrations in our samples seemed to be related to the moderate Ca enrichment, as well as to unchanged surface K levels. When contrasting the two soil textures, we observed a marked difference in cation variation upon deforestation between clayey and sandy soils, which could be related to the higher capacity of the clayey soils to retain nutrients than sandy soils, which are relatively less reactive (Brady and Weil, 2002). As for the pH, we did not observe any pronounced change for that variable for combined soil textures, as opposed to most authors who found a marked increase in soil pH following forest conversion to pasture (Desjardins *et al.*, 2000; Müller *et al.*, 2004; Numata *et al.*, 2007; da Silva *et al.*, 2006; Wick *et al.*, 2005) or to annual crop cultivation systems (McGrath *et al.*, 2001). A small pH increase was only significant at the soil surface of clayey sites, but the same overall trend nevertheless appeared in sandy soils. Although not an important change, this slight pH increase was sufficient to lower the Al and Fe availability, diminishing toxicity for plants established in the sandy sites.

The rather unchanged K concentrations observed at the soil surface of deforested sites suggested that K leaching occurred at our study sites, and even more so than what had been observed for $NO_3$. Comparing ds/fs ratios for the three sampled horizons, we found that there was a clear downward K migration in deforested sites, especially in sandy soils. Indeed, at the opposite of most cations, K is an extremely mobile element (Markewitz *et al.*, 2004) influenced by very local transport patterns (Holmes *et al.*, 2005). Its concentration increased at significant depth in the soil profile, suggesting a migration from the top to lower horizons. Other studies reported similar K leaching, as reflected by surface K losses in deforested sites (Farella *et al.*, 2007) and in agroforestry systems (Alfaia *et al.*, 2004).

### 4.5. Phosphorus and minerals

P variations observed at our 1-year deforested sites followed a trend related to the availability of its forms, the most available ones being much increased whereas the recalcitrant forms remained unchanged. Readily available P ($P_{ex}$), which is related to ash input into soils, changed the most. This form of P followed similar dynamics than that of CaMgK, in that it significantly increased mostly in clayey soils, reflecting the importance of ash fertilization and increased pH in P availability (Farella *et al.*, 2007). P cycling is mostly regulated by litter fall and plant turnover (Markewitz *et al.*, 2004), but a combination of soil properties changes can enhance the release of some P forms, temporarily increasing P availability to the biota (Asner *et al.*, 2004). However, massive P increase upon slash-and-burn is generally rapidly followed by an important loss (Asner *et al.*, 2004; McGrath *et al.*, 2001; Wick *et al.*, 2005).

Other forms of P were little affected at deforested sites, in spite of higher initial values in undisturbed clayey sites. In our study, no marked $P_{cdb}$ change occurred, except in clayey subsurface horizons, where a $P_{cdb}$ accumulation was shown. As $P_{cdb}$ values were correlated with $Al_{cdb}$ and $Fe_{cdb}$ and with soil fp content, as reported in previous studies (Farella *et al.*, 2007; Roulet *et al.*, 1998, 2000), this increase was most likely linked to clay migration. Indeed, Fe and Al oxides play an important role in P fixation and immobilization (Rao *et al.*, 1999). Finally, the more recalcitrant P forms did not significantly vary during the first year of slash-and-burn cultivation. $P_{org}$ availability is usually related to organic matter and nitrogen

(Asner *et al.*, 2004; da Silva *et al.*, 2006), as well as to carbon and soil texture, as found in previous studies done in pastures (Asner *et al.*, 2004; Numata *et al.*, 2007) or in cultivated soils (Farella *et al*, 2007). However, while $P_{org}$ was highly correlated with fine particle content in our study, no correlation was found with C for any soil texture.

## 5. Conclusion

With an experimental design consisting of soil sampling conducted twice at the exact same sites (before the burning of primary forests, immediately after slashing, and then, after the first months of cultivation), we have shown that soil physico-chemical properties were already impacted within the very first year following disturbance. In spite of a nutrient enrichment related to the input of burnt forest biomass, results of this study highlight early signs of soil degradation such as active erosion processes through clay migration and leaching of specific nutrients. Furthermore, the regional dimension of this study highlights the prevailing importance of the soil textural variability of unperturbed forests on soil properties as well as on physico-chemical responses to deforestation. Moreover, since soil dynamics seemed to be strongly related to textural specificity rather than to a geographical gradient along the Tapajós River, we can assume that the trends arising from our research could be extended to other regions of the humid tropics.

This study confirms that slash-and-burn of the Amazon forest is impacting soils within the very first months after perturbation. Rapid and significant soil disturbance observed at our study sites, through their impact on soil fertility, have to be kept in mind as much as global and long-term effects, when land-use decisions are made. Our results, consistently with numerous previous studies, show that actual land-use in the Amazon region has important consequences on short-term fertility and long-term quality of Amazonian soils. Urgent actions and policies are thus necessary in order to help family farmers to adopt more adequate methods that would maximize soil productivity while reducing their need to deforest to ensure their subsistence, taking into account economics imperatives.

## 6. Acknowledgments

The authors sincerely thank the people of the communities of São Luiz do Tapajós, Nova Canãa, Santo Antônio, Mussum/Vista Alegre and Açaituba who participated in this research project and made this study possible. Many thanks to the field assistants and to the boat staff, as well as to Claire Vasseur, Isabelle Rheault, Sophie Tran and Agnieska Adamowicz for their assistance with laboratory analyses.

Special thanks to Carlos José Sousa Passos, Virginie Groo, Cynthia Patry and Elsa Vitorge for their help in different stages of this study, and to all Caruso members. We gratefully acknowledge the financial support of the Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture (IICA), the International Development Research Centre (IDRC), the Montréal's Biodôme and the GEOTOP-UQAM.

## 7. References


Alfaia, S. S., G. A. Ribeiro, A. D. Nobre, R. C. Luizão and F. J. Luizão. 2004. «Evaluation of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazônia». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 102, no 3, p. 409-414.

Asner, G. P., A. R. Townsend, M. M. C. Bustamante, G. B. Nardoto and L. P. Olander. 2004 «Pasture degradation in the central Amazon: Linking changes in carbon and nutrient cycling with remote sensing». *Global Change Biology*, vol. 10, no 5, p. 844-862.

Brady, Nyle C. and Ray R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils. Thirteenth Edition.* Pearson Education, Inc. Upper Saddle River, New Jersey, 960 p.

Brown, S., J. M. Anderson, P. L. Woomer, M. J. Swift and E. Barrios. 1994. «Soil biological processes in tropical ecosystems». In: Woomer, P.L. and Swift, M.J. (Eds.), *The biological management of tropical forest fertility.* John Wiley & Sons Ltd, p. 15-46.

Cochrane, T. T. and P. A. Sánchez. 1982. «Land resources, soils and their management in the Amazon region : a state of knowledge report». In: *Agriculture and Land Use Research, Proceedings of the International Conference on Amazonian Agriculture and Land Use Research. Amazonia. CIAT series 03E-3(82),* directed by S. Hecht, p. 137-209. Cali, Colombia.

Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. M. Souza Jr., D. C. Nepstad, P. Lefebvre and E. A. Davidson. 1999. «Positive Feedbacks in the Fire Dynamics of Closed Canopy Tropical Forests». *Science,* vol. 284, p. 1832-1834.

Da Silva, G. R., S. Jr., M. L. da Silva and V. Silva de Melo. 2006. «Efeitos de diferentes usos da terra sobre as características químicas de um latossolo amarelo do estado do Pará». *Acta Amazonica*, vol.36, no 2, p.151-157.

Desjardins, T., P. Lavelle, E. Barros, M. Brossard, L. Chapuis-Lardy, A. Chavel, M. Grimaldi, F. Guimarães, P. Martins, D. Mitja, M. Müller, M. Sarrazin, J. Tavares Filho and O. Topall. 2000. «Dégradation des pâturages amazoniens». *Étude et Gestion des Sols*, no 7, p. 353-378.

Embrapa Amazônia Oriental, 2007a. «Uso da terra e vegetação, Documento no 20». In : *Zoneamento ecológico-econômico da área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém).* Available at: http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php.

Embrapa Amazônia Oriental, 2007b. «Mapa de uso da terra. Sub-região Baixo e médio Tapajós Rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém). Documento no 285». In : *Zoneamento ecológico-econômico da área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém).* Available at: http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php.

Embrapa Amazônia Oriental, 2007c. Solos. «Área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém). Documento no 332». *In: Zoneamento ecológico-econômico da área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém)*. Available at: http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php

Fabian, P., M. Kohlpainter and R. Rollenbeck. 2005. «Biomass burning in the Amazon-fertilizer for the mountaineous rain forest in Ecuador». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 12, no 5, p. 290-296.

Farella, N. 1998. «Impacts du déboisement sur les sols et les sédiments de la région du Rio Tapajós (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs». M. Sc. Thesis in Environmental Sciences, Montréal, Université du Québec à Montréal, 179 p.

Farella N, M. Lucotte, P. Louchouarn and M. Roulet. 2001. «Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon». *Organic Geochemistry*, Vol. 32, p. 1443–1458.

Farella, N. 2005. «Les fermes des régions frontières d'Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement». Ph. D. Thesis in Environmental Sciences, Montréal, Université du Québec à Montréal, 185 p.

Farella, N., M. Lucotte, R. Davidson and S. Daigle. 2006. «Mercury release from deforested soils triggered by cation enrichment». *Science of the Total Environment*, no 368, p. 19-29.

Farella N, R. Davidson, M. Lucotte and S. Daigle. 2007. «Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 120, p. 449–462.

Fearnside, P. M. 1999. «Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation». *Environmental Conservation,* no. 26, p. 305-321.

Fearnside, P. M. 2003. «Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas». *World Development*, no. 31, p. 757-779.

Filoso, S., L. A. Martinelli, R. W. Howarth, E. W. Boyer and F. Dentener. 2006. «Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil». *Biogeochemistry*, vol. 79, no 1-2, p. 61-89.

Grandmont, É. 2001. *Analyse des teneurs en mercure sur différentes fractions granulométriques de sols amazoniens. Version révisée.* Montréal, Université du Québec à Montréal, 13 p.

Grupo de Trabalho Interministerial. 2004. *Plano de Desenvolvimento Sustentável para a Área de Influência da BR-163 Cuiabá - Santarém. Segunda etapa de consultas à sociedade,* Brasilia, Brazil, 116 p.

Grupo de Trabalho Tnterministerial. 2006. *Plano Amazônia Sustentável. Versão final para consulta*, Brasilia, Brazil, 101 p.

Hendershot, W. H., H. Lalande and M. Duquette. 1993. «Ion exchange and exchangeable cations». In: *Soil sampling and methods of analysis,* directed by M. R. Carter, p.167-176. USA: Lewis Publishers.

Herrera, R., 1985. «Nutrient cycling in Amazonian forests». In: *Key Environments. Amazonia*, directed by G. T. Prance and T. E. Lovejoy, p. 95-105. Oxford: Pergamon Press.

Holmes, K. W., P. C. Kyriakidis, O. A. Chadwick, J. V. Soares and D. A. Roberts. 2005. «Multi-scale variability in tropical soil nutrients following land-cover change». *Biogeochemistry*, vol. 74, no. 2, pp. 173-203.

Hölsher, D., B. Ludwig, R. F. Moller and H. Folster. 1997. «Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 66. p. 153-163.

Jordan, C. F. 1985. «Soils of the Amazon rainforest». In: *Key Environments.Amazonia*, directed by G. T. Prance and T. E. Lovejoy, p. 83-94. Oxford: Pergamon Press.

Laurance, W. F. 1999. «Reflections on the tropical deforestation crisis». *Biological Conservation,* no 91, p. 109-117.

Laurance, W. F. 2000. «Mega-development trends in the Amazon: implications for global change». *Environmental monitoring and assessment*, vol. 61, p. 113-122.

Laurance, W. F., M. A. Cochrane, S. Bergen, P. M. Fearnside, P. Delamônica, C. Barber, S. D'Angelo and T. Fernandes. 2001. «The Future of the Brazilian Amazon» *Science*, vol. 291, no 5503, p. 438-439.

Lucotte, M. and B. d'Anglejan. 1985. «A comparison of several methods for the determination of iron hydroxides and associated orthophosphates in estuarine particulate matter». *Chemical Geology*, vol. 48. p. 257-264.

Mainville N, J. Webb, M. Lucotte, R. Davidson, O. Betancourt, E. Cueva and D. Mergler. 2006. «Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River valley, Ecuador». *The Science of the Total Environment,* vol. 368, p. 88-98.

Margulis, S. 2004. *Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon.* World Bank Working Paper no 22, Washington, DC, 77 p.

Markewitz, D., E. Davidson, P. Moutinho and D. Nepstad. 2004. «Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia». *Ecological Applications,* vol. 14, no 4, Supplement, p. 177-199.

Matilainen, T., M. Verta, H. Korhonen, A. Uusi-Rauva andM. Niemi. 2001. «Behaviour of mercury in soil profiles: impacts of increased precipitation, acidity, and fertilization on mercury methylation». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 125, p. 105-119.

Maynard, D. G. and Y. P. Kalra. 1993. «Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen». Dans *Soil Sampling and Methods of Analysis*, directed by M. R. Carter, p. 25-38. U.S.A.: Lewis Publishers.

McGrath, D. A., K. C. Smith, H. L. Gholz and F. de Assis Oliveira. 2001. «Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia». *Ecosystems*, vol. 4, p. 625-646.

Metzger, J. P. 2003. «Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure». *Environmental Conservation, vol.* 30, no 4, p. 325-333.

Müller, M. M. L., M. F. Guimarães, T. Desjardins and D. Mitja. 2004. «The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: A case study». *Agriculture, Ecosystems and Environment, vol.* 103, no 2, p. 279-288.

Murty, D., M. U. F. Kirschbaum, R. E. McMurtrie and H. McGilvray. 2002. «Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature». *Global Change Biology*, vol. 8, no 2, p. 105-123.

Neill., C., M. C. Piccolo, C. C. Cerri., P. A. Steudler and J. M. Melillo. 2006. «Soil solution nitrogen losses during clearing of lowland Amazon forest for pasture». *Plant and Soil*, vol. 281, p. 233-245.

Nepstad, D., J. P. Capobianco, A. C. Barros, G. Carvalho, P. Moutinho, U. Lopes and P. Lefebvre. 2000. *Avança Brasil : Os custos ambientais para a Amazônia, IPAM and Instituto Socioambiental.* «Cenários Futuros para a Amazônia» project report. Belém, Brazil, Gráfica e Editora Alves, 24 p.

Nepstad, D., G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre, U. Jr. Lopes Silva and E. Prins. 2001. «Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 154, no 3, p. 395-407.

Nepstad, D., C. M. Stickler and O. T. Almeida. 2006. «Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation». *Conservation biology*, vol. 20, no 6, p. 1595-1603.

Numata, I., O. A., Chadwick, D. A. Roberts, J. P. Schimel, F. F. Sampaio, F. C. Leonidas and J. V. Soares. 2007. «Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil». *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol.118, no 1-4, p. 159-172.

Peres, C. A. 2005. «Porque precisamos de megareservas na Amazonia». *Megadiversidade,* vol. 1, no 1, p. 174-180.

Rao, I. M., D. K. Friesen and M. Osaki. 1999. *Plant adaptation to phosphorus-limited tropical soils.* Handbook of Plant and Crop Stress. M. Pessarakli ed. Now York, NY, USA, Marcel Dekker, Inc., p. 61-95.

Roulet, M. and M. Lucotte. 1995. «Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America». *Water, Air, and Soil Pollution,* vol. 80, no 1-4, p. 1079-1088.

Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Tran, I. Rheault, N. Farella, E. de Jesus Da Silva, J. Dezencourt, C.-J. Sousa Passos, G. Santos Soares, J.-R. D. Guimaraes, D. Mergler and M. Amorim. 1998. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 223, p. 1-24.

Robert, M. 2001. «Le sol, une ressource limitée». Chap. In : *Sols et sociétés. Regards pluriculturels,* directed by R. Lahmar, J.-P. Ribaut, p. 15-19. Paris: Charles Léopold Mayer Editions.

SAS Institute. 2003. JUMP, version 5.1. Computer statistical program. Cary, NC, USA.

Soares-Filho, B. S., D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. Coutinho Cerqueira, R. Alexandrino Garcia, C. Azevedo Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre and P. Schlesinger. 2006. «Modelling conservation in the Amazon basin». *Nature,* vol. 440, no 7083, p. 720-723.

Soil Survey Staff. 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition.* Unites States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Washington D.C. 871 p.

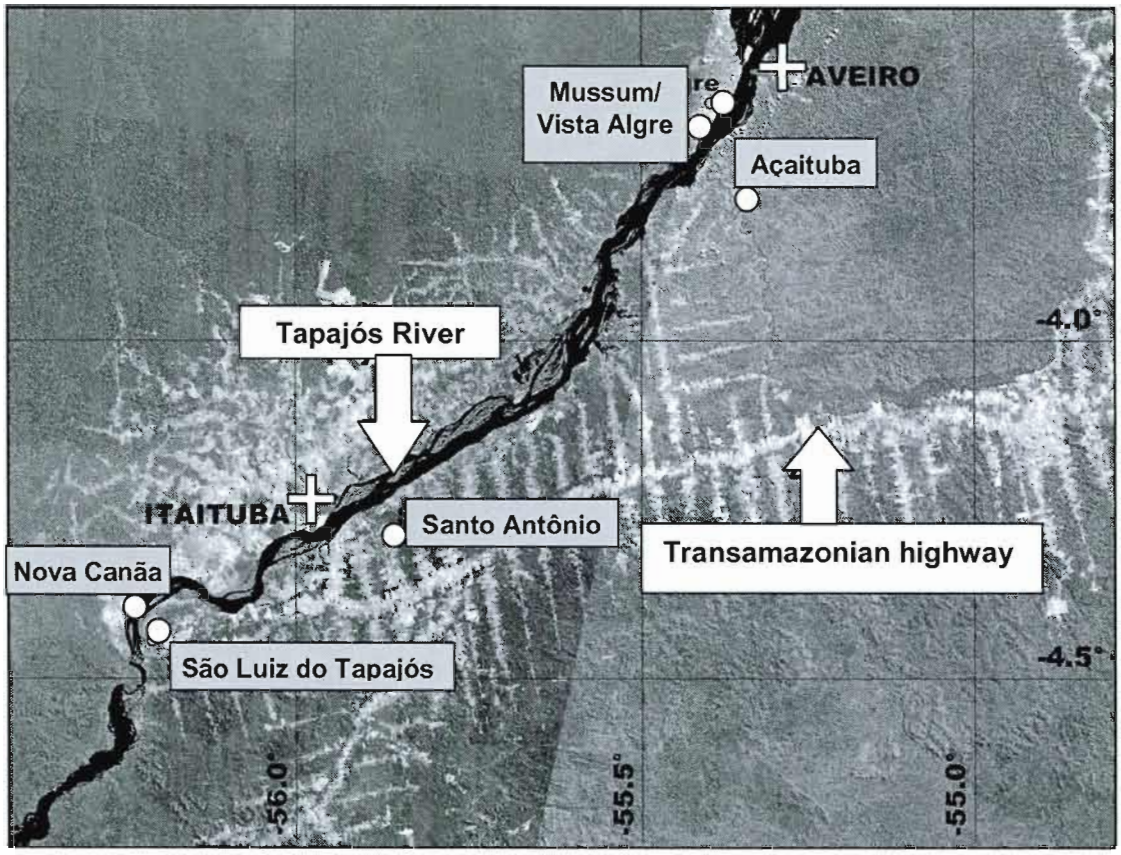
Valentin, C. and J.-L. Janeau. 1990. «Les risques de dégradation structurale de la surface des sols en savane humide (Côte d'Ivoire)» *ORSTOM, série Pédologie*, vol. 25, no 1-2, p. 41-52.

Verardo, D. J, P. N. Froelich and A. McIntyre. 1990. «Determination of organic carbon and nitrogen in marine sediments using the Carlo-Erba NA-1500 analyzer». *Deep-Sea Res*, vol. 37, no 1, p. 157-165.

Vielhauer, K., M. Denic, T. D. A. Sa., O. R. Kato, M. S. A. Kato, S. Brienza Jr. and P. L. G. Vlek. 2001. «Land-use in a mulch-based farming system of small holders in the Eastern Amazon». *Deutcher Tropentag, Conference on International Agricultural Research for Development*. (October 9-11 2001, Bonn, Germany).

Wick, B., E. Veldkamp, W. Z. De Mello, M. Keller and P. Crill. 2005. «Nitrous oxide fluxes and nitrogen cycling along a pasture chronosequence in Central Amazonia, Brazil». *Biogeosciences,* vol. 2, no 2, p. 175-187.

**Figure 1: Location map of the study area**




* Studied communities are identified by small circles

**Table 1: Initial soil physico-chemical properties**

| Soil variables | Clayey sites Means ± SD (n=39) | | | Sandy sites Means ± SD (n=22) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0-5cm | 20-25cm | 50-55cm | 0-5cm | 20-25cm | 50-55cm |
| **Physical prop.** | | | | | | |
| Density (g $cm^{-3}$) | 1.15 ± 0.12* | 1.36 ± 0.17* | 1.33 ± 0.21* | 1.31 ± 0.17* | 1.46 ± 0.12* | 1.47 ± 0.10* |
| % fp (<63µm part.) | 39 ± 16* | 50 ± 13* | na | 14 ± 7* | 28 ± 4* | na |
| **Organic Matter** | | | | | | |
| C/N | 14.8 ± 1.58 | 12.9 ± 1.57 | 11.5 ± 1.83* | 14.8 ± 3.12 | 13.2 ± 3.21 | 11.1 ± 3.49 |
| Total C (%) | 2.56 ± 0.73* | 0.92 ± 0.25* | 0.62 ± 0.18 | 1.76 ± 1.00* | 0.79 ± 0.27* | 0.45 ± 0.11* |
| Total N (%) | 0.20 ± 0.05* | 0.08 ± 0.02* | 0.06 ± 0.01* | 0.13 ± 0.05* | 0.07 ± 0.02* | 0.05 ± 0.01* |
| $NH_4$ (µmol $g^{-1}$) | 0.72 ± 0.48 | 0.18 ± 0.09 | 0.12 ± 0.10 | 0.67 ± 0.70 | 0.18 ± 0.10 | 0.12 ± 0.13 |
| $NO_3$ (µmol $g^{-1}$) | 0.77 ± 0.43* | 0.22 ± 0.17 | 0.15 ± 0.14 | 0.48 ± 0.45* | 0.20 ± 0.19 | 0.14 ± 0.17 |
| **Cations** | ---------- cmol $kg^{-1}$ ---------- | | | | | |
| CaMgK | 0.83 ± 0.67 | 0.28 ± 0.25 | 0.29 ± 0.58 | 1.12 ± 1.10 | 0.20 ± 0.17 | 0.11 ± 0.08 |
| Ca | 0.33 ± 0.41 | 0.11 ± 0.00 | 0.11 ± 0.30 | 0.64 ± 0.79 | 0.06 ± 0.09 | 0.03 ± 0.06 |
| Mg | 0.35 ± 0.27 | 0.10 ± 0.19 | 0.13 ± 0.28 | 0.36 ± 0.32 | 0.08 ± 0.08 | 0.04 ± 0.03 |
| K | 0.15 ± 0.08* | 0.07 ± 0.10 | 0.05 ± 0.06 | 0.11 ± 0.08* | 0.05 ± 0.05 | 0.03 ± 0.04 |
| Mn | 0.04 ± 0.05 | 0.01 ± 0.03 | 0.00 ± 0.00* | 0.04 ± 0.05 | 0.00 ± 0.00 | 0.00 ±0.00* |
| Fe | 0.27 ± 0.13* | 0.08 ± 0.56 | 0.04 ± 0.02 | 0.12 ± 0.09* | 0.07 ± 0.04 | 0.04 ± 0.02 |
| Al | 2.09 ± 0.83* | 1.57 ± 0.24* | 1.43 ± 0.68* | 1.12 ± 0.82* | 1.14 ± 0.30* | 0.99 ± 0.27* |
| **pH** | 4.20 ± 0.31* | 4.46 ± 0.17* | 4.58 ± 0.31* | 4.74 ± 0.49* | 4.65 ± 0.23* | 4.69 ± 0.16* |
| **Phosphorus** | ---------- µmol $g^{-1}$ ---------- | | | | | |
| $P_{ex}$ | 0.01 ± 0.02* | 0.00 ± 0.01 | na | 0.05 ± 0.05* | 0.01 ± 0.03 | Na |
| $P_{cdb}$ | 0.82 ± 0.29* | 0.64 ± 0.35 | na | 0.51 ± 0.33* | 0.45 ± 0.21 | Na |
| $P_{apa}$ | 0.26 ± 0.09* | 0.22 ± 0.09* | na | 0.12 ± 0.05* | 0.12 ± 0.08* | Na |
| $P_{org}$ | 4.17 ± 2.59* | 3.98 ± 2.90* | na | 1.22 ± 0.40* | 1.86 ± 0.96* | Na |
| **Minerals** | ---------- µmol $g^{-1}$ ---------- | | | | | |
| $Fe_{cdb}$ | 241 ± 112* | 294 ±150* | na | 81.5 ± 56.8* | 121 ± 69.9* | Na |
| $Al_{cdb}$ | 141 ± 53.0* | 188 ±77.8* | na | 57.2 ± 26.0* | 96.2 ± 46.4* | Na |

* = This symbol means that initial properties for a specific variable were significantly different between the two soil textures for a given horizon ($\alpha = 0.05$). When differences were significant, an * was added for both soil textures.

Na = not analysed

**Table 2: Changes in soil physico-chemical properties after slash-and-burn and 1 year of cultivation**

| Soil variables | Clayey soils Deforested/forest ratio | | | Sandy soils Deforested/forest ratio | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0-5cm | 20-25cm | 50-55cm | 0-5cm | 20-25cm | 50-55cm |
| **Physical properties** | | | | | | |
| Density | 1.06 * | 1.00 | 1.02 | 1.04 * | 1.00 | 0.99 |
| % fp (<63µm part.) | 0.76 * | 0.88 * | na | 0.76 | 0.90 | na |
| **Organic Matter** | | | | | | |
| C/N | 1.01 | 0.84 * | 0.81 * | 1.08 * | 1.13 * | 1.07 |
| Total C | 1.02 | 1.00 | 0.97 | 1.08 | 1.07 | 1.09 |
| Total N | 1.02 | 1.23 * | 1.25 * | 1.01 | 0.98 | 1.10 |
| $NH_4$ | 0.84 * | 1.29 * | 0.96 | 0.47 * | 0.78 * | 0.98 |
| $NO_3$ | 1.64 * | 2.28 * | 4.42 * | 1.28 | 1.88 * | 1.93 * |
| **Cations** | | | | | | |
| CaMgK | 1.96 * | 0.91 | 1.16 * | 1.54 | 1.25 | 1.60 * |
| Ca | 2.78 * | 0.74 | 1.02 | 1.75 * | 1.59 * | 1.96 * |
| Mg | 1.59 * | 0.97 | 1.20 * | 1.34 | 0.91 | 1.37 |
| K | 0.98 | 1.07 | 1.35 * | 1.02 | 1.37 | 1.51 * |
| Mn | 0.91 | 0.82 * | 1.30 | 0.63 * | 1.01 | 1.20 |
| Fe | 0.70 * | 0.95 | 1.01 | 0.74 * | 0.76 * | 0.90 |
| Al | 0.85 * | 1.09 * | 1.03 | 0.86 | 1.06 | 1.07 |
| **pH** | 1.06 * | 0.99 | 0.98 * | 1.05 | 0.97 * | 0.99 |
| **Phosphorus** | | | | | | |
| $P_{ex}$ | 4.12 * | 3.26 * | na | 2.18 | 1.83 | na |
| $P_{cdb}$ | 1.10 | 1.23 * | na | 1.12 | 1.31 | na |
| $P_{apa}$ | 1.06 | 0.96 | na | 1.09 | 1.16 | na |
| $P_{org}$ | 0.97 | 1.03 | na | 1.16 | 0.96 | na |
| **Minerals** | | | | | | |
| $Fe_{cdb}$ | 0.98 | 0.97 | na | 0.96 | 0.92 * | na |
| $Al_{cdb}$ | 0.96 | 0.90 * | na | 1.03 | 0.86 | na |

* = This symbol accompanying ds/fs ratio means that the values for slash-and-burnt sites are significantly different ($\alpha = 0.05$) than those of undisturbed sites, within a given texture and a given horizon. These ratios have been calculated with dry soil weights.

Na = not analysed

**Figure 2: Soil density changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

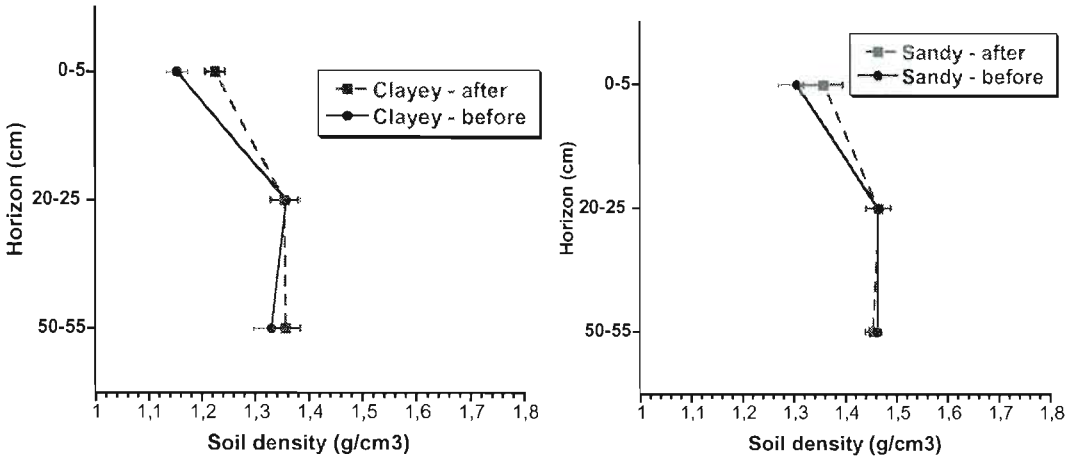



**Figure 3: Soil fine particles changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

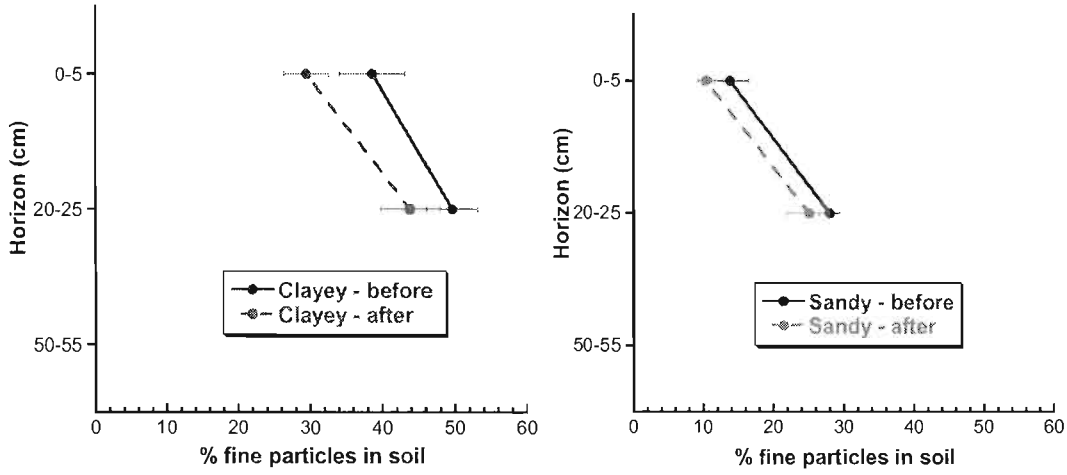


**Figure 4: Total soil C changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

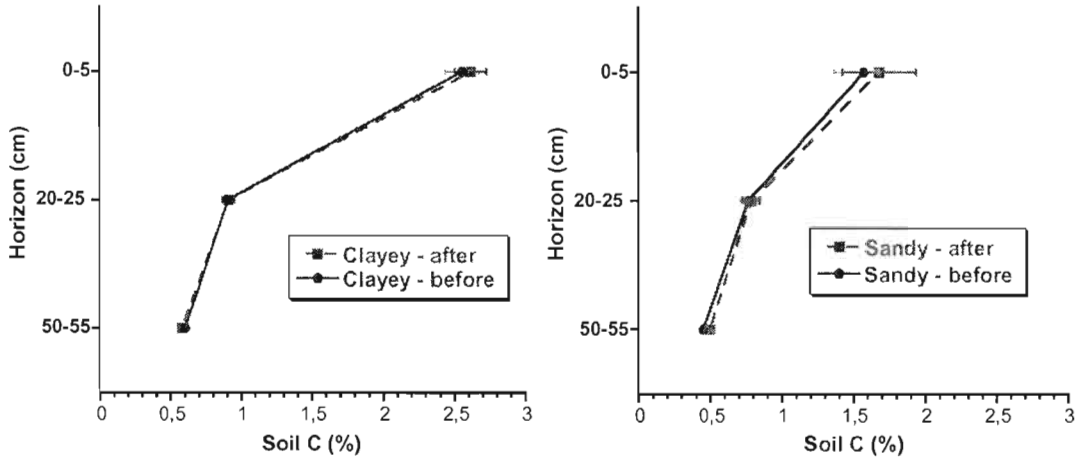



**Figure 5: Total soil N changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

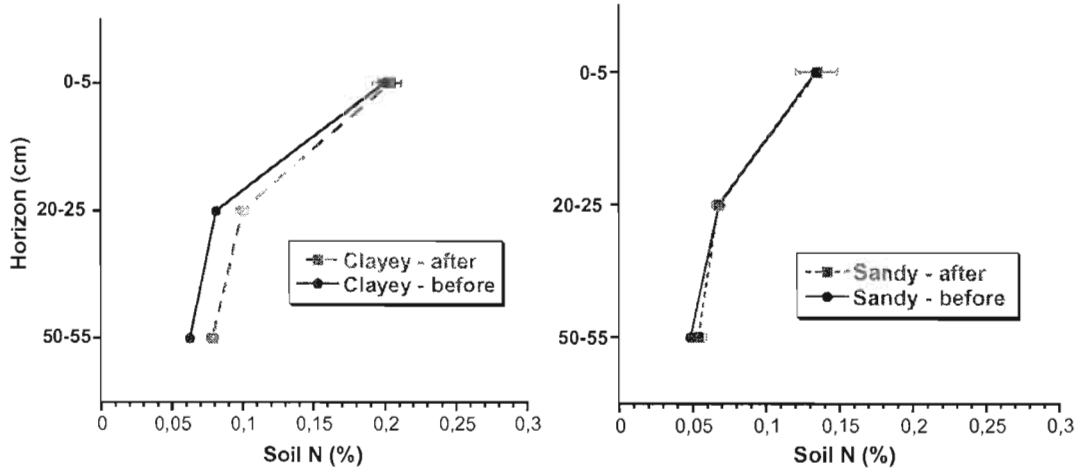


**Figure 6: Soil $NH_4$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

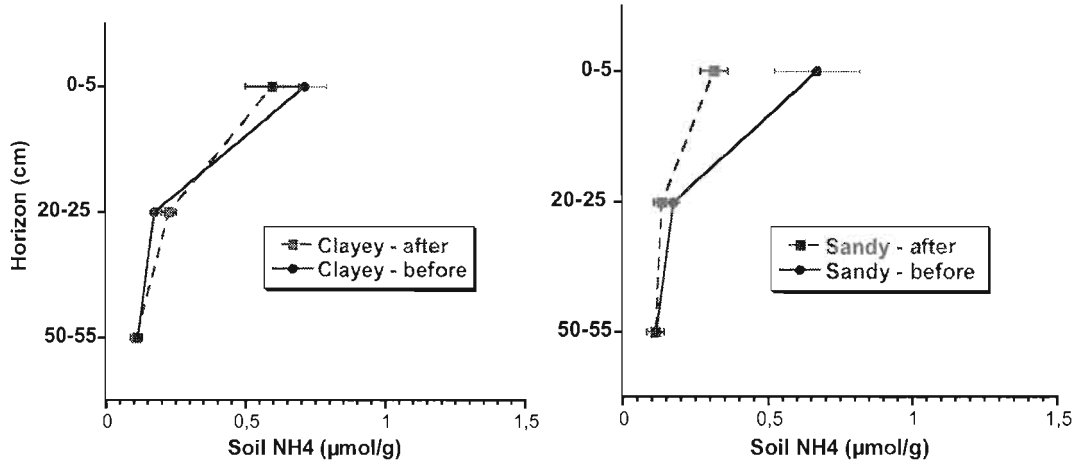



**Figure 7: Soil $NO_3$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

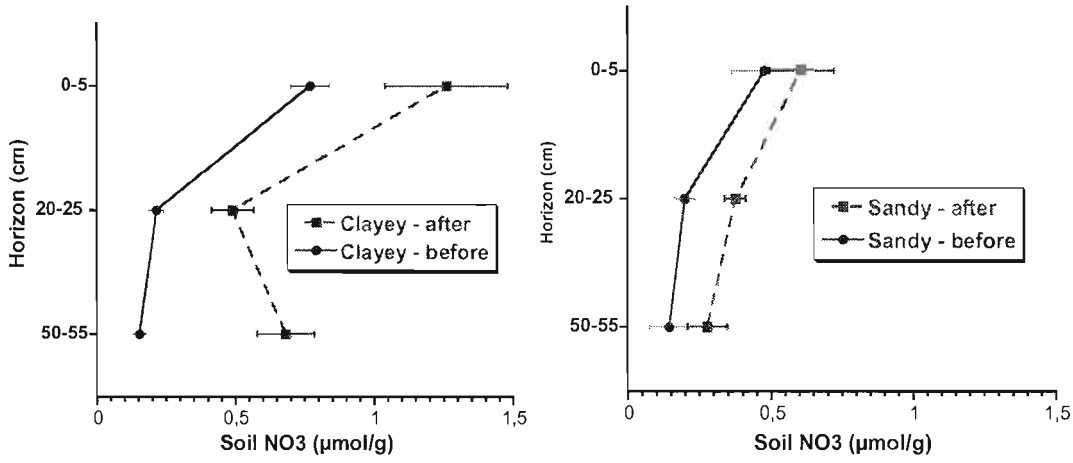


**Fig. 8: Soil available CaMgK changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

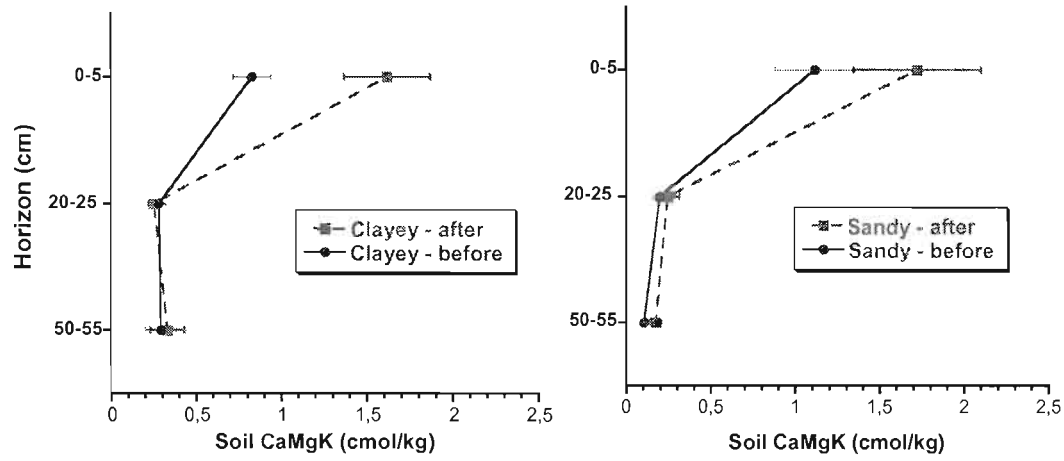



**Figure 9: Soil available Ca changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

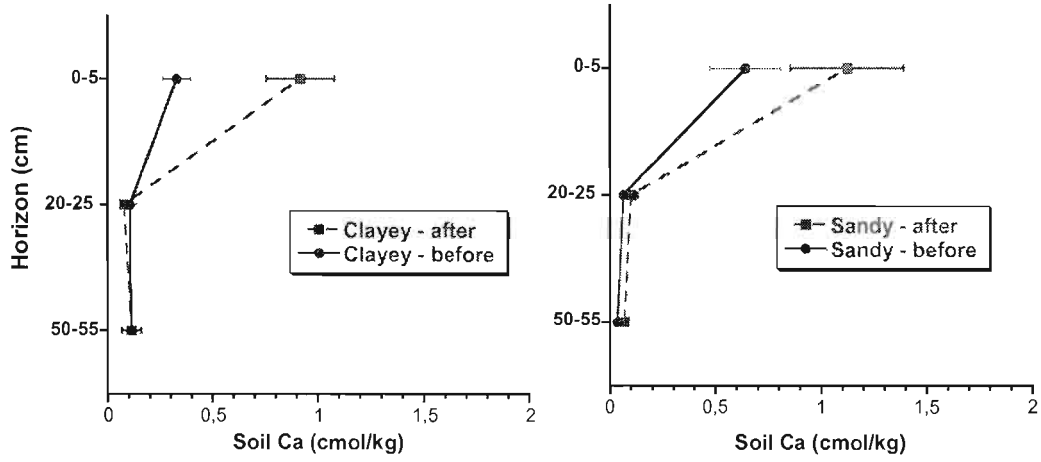


**Figure 10: Soil available Mg changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

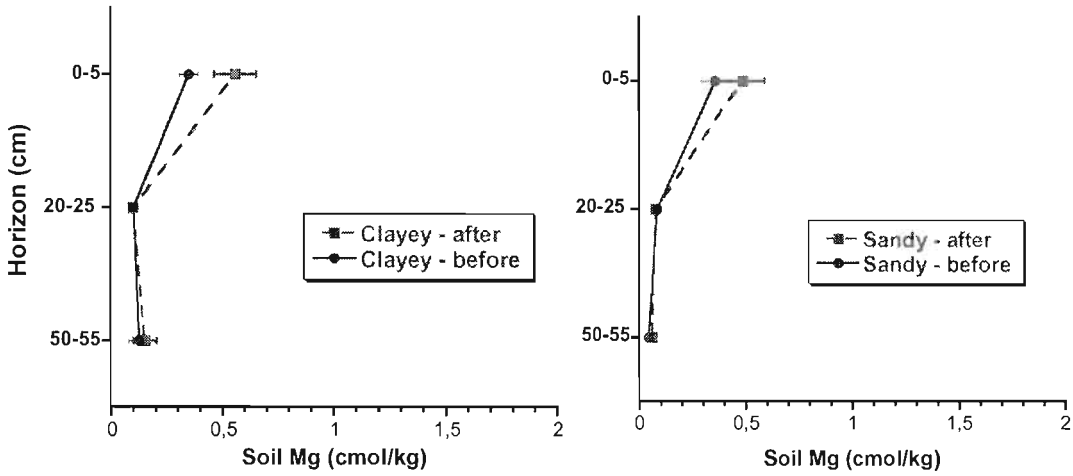



**Figure 11: Soil available K changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

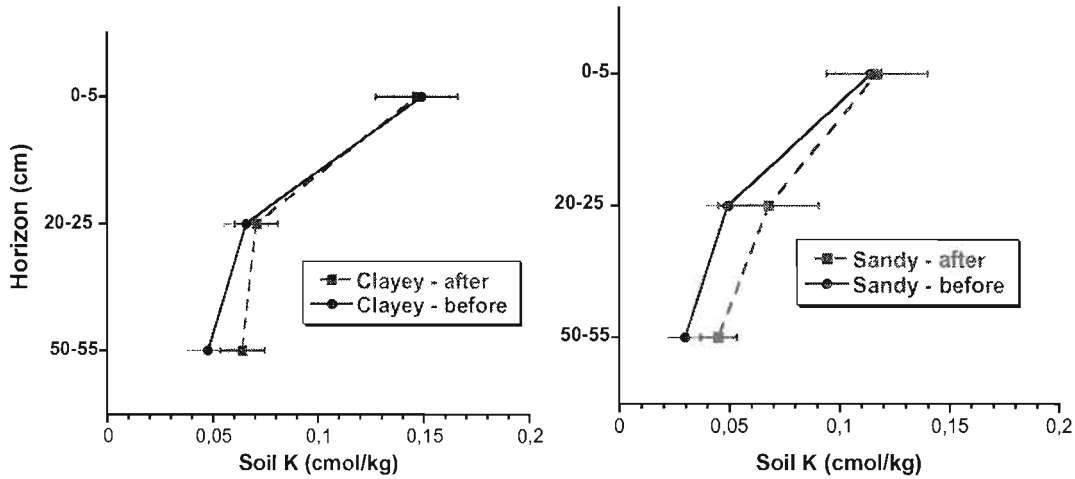


**Figure 12: Soil available Al changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

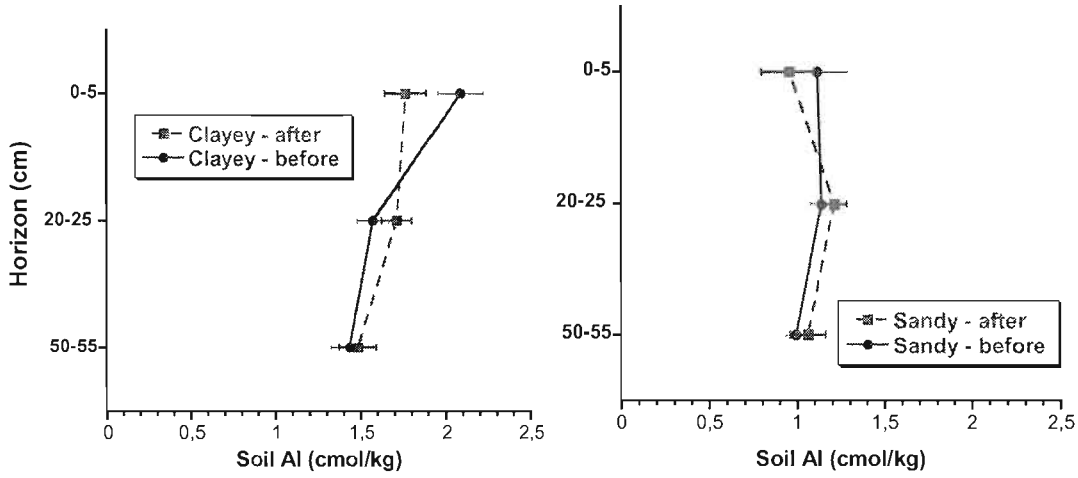



**Figure 13: Soil pH changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

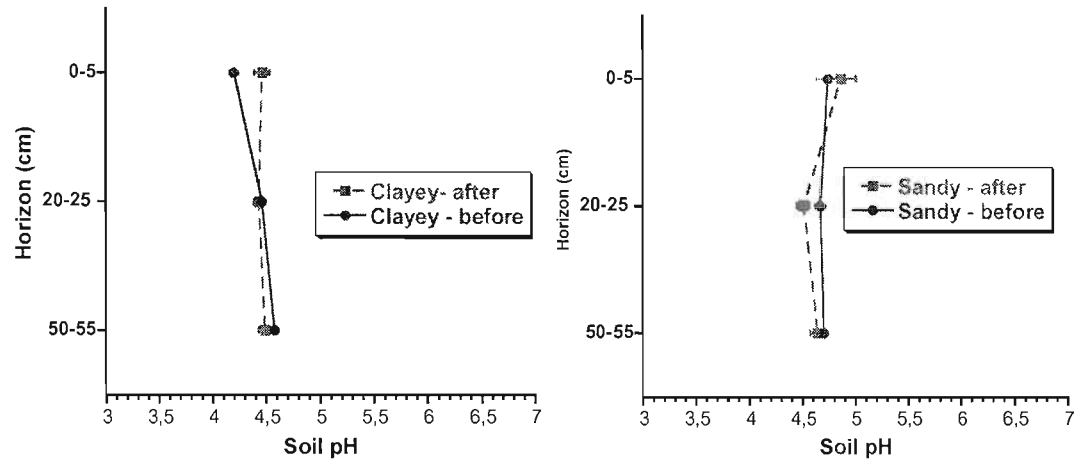


**Figure 14: Soil $P_{ex}$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

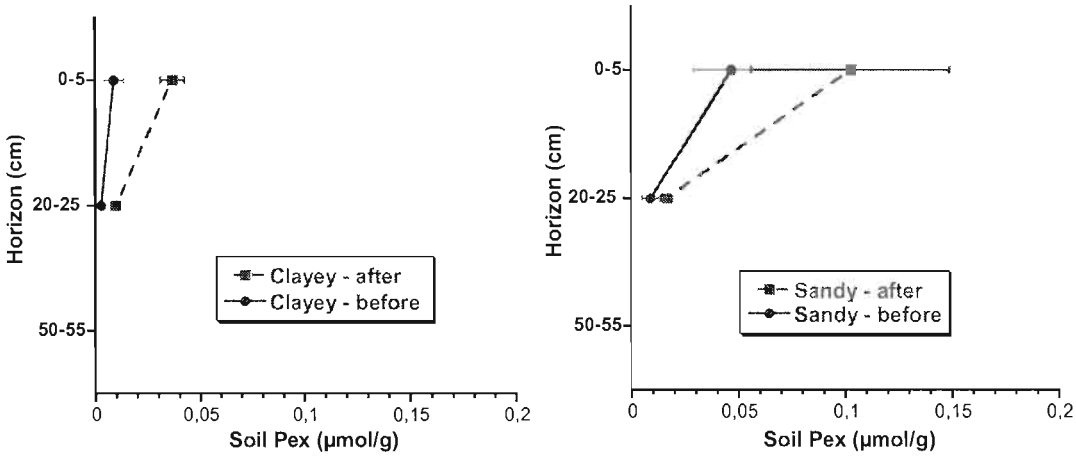



**Figure 15: Soil $P_{cdb}$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

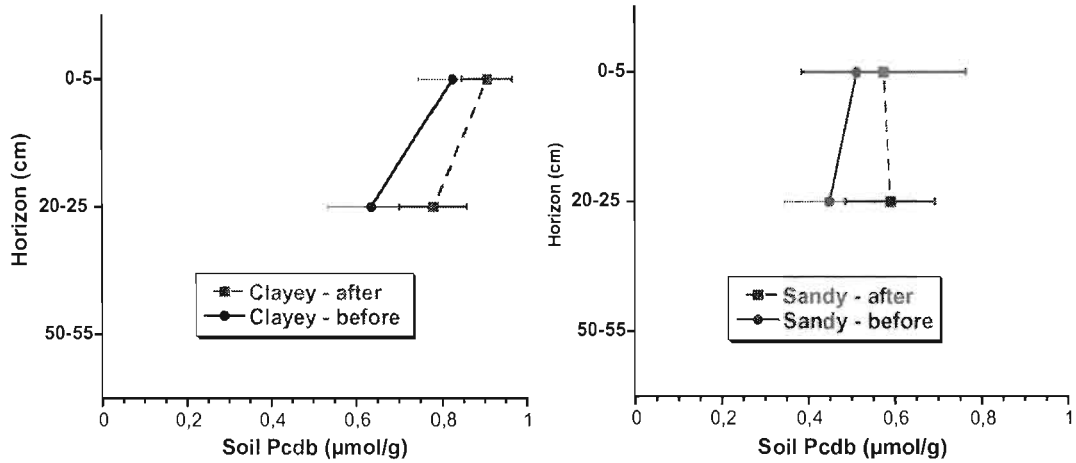


**Figure 16: Soil $Al_{cdb}$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**

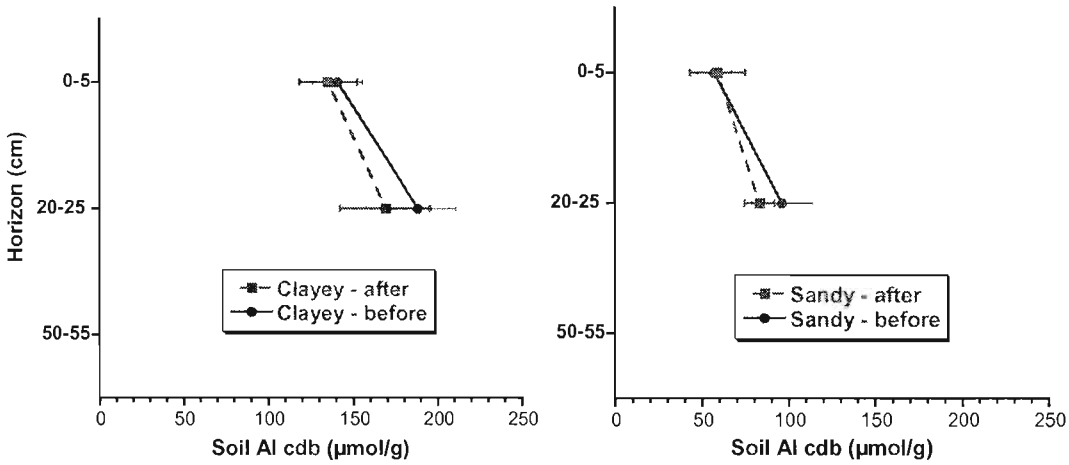
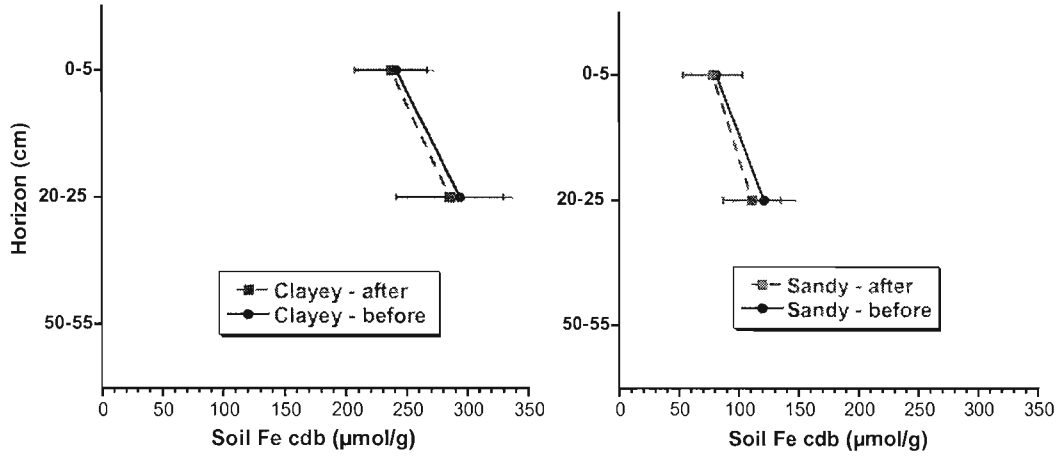



**Figure 17: Soil $Fe_{cdb}$ changes following slash-and-burn and 1 year of cultivation in clayey and sandy soils**



# CHAPITRE 3

## Premiers signes de déplacement de Hg dans des sols de fermes familiales de l'Amazonie brésilienne, un an après le déboisement par brûlis et les premiers mois de culture

Béliveau, Annie[1], Lucotte, Marc[1], Davidson, Robert[1, 2], do Canto, Otávio[3], Paquet, Serge[1]

[1]Université du Québec à Montréal, GEOTOP, CP 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Canada, H3C 3P8, [2]Biodôme de Montréal, Canada, [3]Universidade Federal do Pará, Brazil

Ce chapitre sera soumis pour publication dans la revue *Science of the Total Environment*

**Résumé**

En Amazonie brésilienne, l'établissement récent de petits agriculteurs utilisant le brûlis pour convertir la forêt primaire en terres agricoles contribue à la libération du mercure naturel des sols et à la contamination des écosystèmes aquatiques. La pratique de l'agriculture sur brûlis affecte donc les populations locales, qui sont exposées à ce contaminant par leur consommation régulière de poisson. Des études récentes ont indiqué que la perte de Hg du sol se produit rapidement après le déboisement, suggérant que cette mobilité pourrait être liée à l'arrivée massive de cations résultant de la combustion de la biomasse végétale. Cette étude a pour but de déterminer les effets du brûlis et des premiers mois de culture sur les niveaux de Hg des sols, à l'échelle régionale de la rivière Tapajós, dans l'État du Pará (Amazonie brésilienne). Un total de 429 échantillons de sol ont été prélevés dans 26 fermes de cinq communautés riveraines du Tapajós. En août 2004, des échantillons ont été collectés sur des parcelles nouvellement déboisées pour fins de culture, avant le brûlis. En août 2005, un an après le brûlis initial et les premiers mois d'activités agricoles, les mêmes sites on été re-échantillonnés. Nos résultats montrent qu'une libération rapide et massive de Hg n'a pas eu lieu au cours de cette période. Cependant, un déplacement de Hg s'est produit à la surface du sol (0-5 cm), noté par un changement significatif de la distribution de ce métal dans les fractions de sol. En effet, nous avons détecté un transfert de Hg des particules fines vers les particules grossières du sol, indiquant que les liaisons chimiques entre le Hg et les particules fines pourraient avoir été altérées. Une analyse de correspondance (AC) a montré que ce phénomène pourrait être lié à une compétition chimique provoquée par l'enrichissement de cations provenant du brûlis. La dimension régionale de l'étude a mis en évidence l'importance de la texture du sol dans la dynamique de Hg. Mettant en lumière un déplacement rapide de Hg, — suggérant donc sa libération éventuelle hors du sol —, nos résultats confirment la nécessité du développement de pratiques agricoles plus durables en Amazonie.

**Mots-clés:** Mercure, déforestation, petite agriculture, Amazonie, région du Tapajós, agriculture sur brûlis, cations du sol, texture du sol, utilisation des terres

# CHAPTER 3

## Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon

Béliveau, Annie[1], Davidson, Robert[1, 2], Lucotte, Marc[1], do Canto, Otávio[3], Paquet, Serge[1]

[1]GEOTOP, Université du Québec à Montréal, CP 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Canada, H3C 3P8, [2]Biodôme de Montréal, Canada, [3]Universidade Federal do Pará, Brazil

Chapter to be submitted for publication in *Science of the Total Environment*

## Abstract

In the Brazilian Amazon, recently established family farmers use slash-and-burn to convert primary forest into agricultural lands. Contributing to soil mercury (Hg) release — and consequently, to aquatic ecosystems contamination — this practice is affecting local populations, who are exposed to this contaminant through regular fish consumption. Recent studies showed that soil Hg loss occurs rapidly after deforestation, suggesting that Hg mobility could be related to the massive cations input resulting from biomass burning. The objective of this research was to determine the effects of the first year of slash-and-burn agriculture on soil Hg levels at the regional scale of the Tapajós River, in the state of Pará, Brazilian Amazon). A total of 429 soil samples were collected in 26 farms of five riparian communities of the Tapajós basin. In August 2004, soil samples were collected from newly deforested sites planned for cultivation, before the burning. In August 2005, one year after the initial burning, a second campaign was held and the exact same sites were re-sampled. Our results showed that total Hg levels in soils did not change significantly during the first year following slash-and-burn, suggesting no immediate and massive release of soil mercury at that point in time. However, an early Hg mobility was detected near the surface (0-5cm), reflected by a significant shift in Hg distribution on soil fractions. Indeed, a transfer of Hg from fine to coarser soil particles was observed, indicating that chemical bounds between Hg and fine particles could have been altered. A correspondence analysis (CA) showed that this process could be linked to a chemical competition caused by cations enrichment. The regional dimension of the study highlighted the prevailing importance of soil types in Hg dynamics, as showed by differentiated soil responses following deforestation according to soil texture. As a whole, this research contributed to a better understanding of the combined effects of burning and of the first year of cultivation on soil Hg. Confirming an early Hg mobility — thus indicating an eventual Hg release out of the soil —, our results reinforce the call for the development of more sustainable agricultural practices in the Amazon.

**Key-words:** Mercury, deforestation, Amazon, small-scale agriculture, Tapajós region, slash-and-burn, soil cations, soil texture, land use

## 1. Introduction

As political and economical factors have led to a massive migration towards the Brazilian Amazon during the last forty years, thousands of families have established in rural communities to practice agricultural and subsistence activities (Laurance, 2000). This intensification of the occupation of the Amazon — which contains the largest tropical forest of the world (Sioli, 1984) —, has caused a marked acceleration of the deforestation rate (Almeida and Campari, 1995; Mahar, 1989). By the year of 2004, more than 17 % of the Amazon forest had already been cleared (Margulis, 2004).

At the local and at the global scale, deforestation in the Amazon has pronounced environmental, social and economical impacts (Laurance, 2000). It has important effects on climatic and hydrological systems (Cochrane *et al.*, 1999; Laurance, 2000; Nepstad *et al.*, 2000, 2001), carbon reservoirs (Fearnside, 2003; Laurance, 2000; Soares-Filho *et al.*, 2006), atmospheric emissions of chemical compounds (Fabian *et al.*, 2005), landscape fragmentation (Metzger, 2003), biodiversity (Fearnside, 1999), river sediments (Farella, 1998; Farella *et al.*, 2001) as well as on soil fertility (Cochrane and Sanchez, 1982; McGrath *et al.*, 2001; Murty *and al.*, 2002, Farella *et al.*, 2007; Chapter 2). Furthermore, a relationship between deforestation and mercury (Hg) contamination of aquatic ecosystems has been recently shown (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2006; Roulet *et al.*, 1998, 1999, 2000). This has important implications for human health in Amazonian communities (Fillion *et al.*, 2006; Dolbec *et al.*, 2000; Lebel *et al.*, 1998), which are exposed to mercury contamination through their elevated fish consumption (Dolbec *et al.*, 2001; Lebel *et al.*, 1997; Passos *et al.*, 2001; Passos *et al.*, 2007; Webb *et al.*, 2004).

While a significant part of the deforestation is attributed to large farms and extensive pastures (Cohenca, 2005; Margulis, 2004), family farming is playing an increasing role as well (Farella, 2005). Slash-and-burn is the most common deforestation practice in small family farms of the Amazon (Benhin, 2006; Farella, 2005). This method consists in cutting manually a forest plot before burning the residual plant biomass. The nutrient-rich ashes coming from the burnt forest are a natural fertilizer for the land (Nye and Greenland, 1964), bringing new

nutrient inputs into the cation-depleted tropical soils and reducing their acidity (Chapter 2; Fabian *et al.*, 2005; Farella *et al.*, 2007; Mainville *et al.*, 2006; Nye and Greenland, 1964). However, this fertilization is of short duration (Cochrane and Sanchez, 1982). Indeed, after the cation concentration peak usually observed following slash-and-burn, a gradual decrease frequently occurs, often just a few years after the burn (Nye and Greenland, 1964). High pluviometry and intense climatic conditions are important factors contributing to nutrient leaching and soil erosion (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000; Wick *et al.*, 2005). This short-term fertilization often leads family farmers to cultivate the same burnt land for only one to a few years before leaving it as a fallow (Farella, 2005). Facing rapid nutrient depletion of the soil, they are usually obliged to continually cut and burn new plots of land, leading to an unsustainable use of their forest capital.

A debate still exists about the role of deforestation on soil Hg release in the Amazon environment. Some authors affirm that small-scale mining was the main cause of Hg contamination of aquatic ecosystems (Miller *et al.*, 2003), through the massive use of this metal in gold extraction methods (Veiga and Baker, 2004). However, other researchers conclude that slash-and-burn of the forest per se was responsible for the bulk of Hg liberation (Lacerda, 1995). Growing evidence point towards a contamination in relation to the leaching of natural soil Hg following deforestation, far more important than gold-mining activities to explain the presence of this metal in the environment, especially further away from gold-mining areas (Lechler *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 1999). Moreover, while some studies have concluded that forest fires were responsible for Hg release, previous works of our research team carried out in the Tapajós region (State of Pará, Brazilian Amazon) have shown that soil disturbance following deforestation was accompanied by a significant release of natural soil Hg (Roulet *et al.*, 1998, 1999, 2000). Farella *et al.* (2006), who studied the relationship between land use and soil Hg dynamics, found a loss of Hg that went up to 35 % in soils subjected to multiple cultivation sequences, up to 15 years after deforestation. The release of Hg was mostly observed in top soil horizons and in sites with higher clay contents. More specifically, Farella *et al.* (2006) suggested that the Hg loss following deforestation could be triggered by the massive input of base cations contained in ash coming from burnt vegetation.

Indeed, this cations enrichment could chemically compete with Hg atoms on adsorption sites of clay particles, increasing the mobility of this contaminant (Farella *et al*, 2006).

Although several authors have studied soil Hg dynamics following deforestation in the Ecuadorian (Mainville *et al.*, 2006), Bolivian (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000, 2003) and Brazilian (Farella, 2005; Farella *et al.*, 2001, 2006; Poirier, 2003; Roulet *et al.*, 1998, 1999, 2000) Amazon, none of these studies had a design allowing a study of the immediate response of soils after having been cleared. Our study was thus carried out with a sampling design that allowed a precise analysis of Hg dynamics in recently deforested soils. It consisted in repeated soil sampling at the exact same sites before the disturbance of primary forests and one year after the initial burning. Based on recent findings (Farella *et al.*, 2006), we expected that important changes in soil properties and in soil Hg levels would occur rapidly following deforestation. The objective of our study was to characterize the effects of the first year of slash-and-burn cultivation on soil Hg dynamics in family farms of the Tapajós region. Moreover, in contrast to Farella *et al.* (2006) who focused specifically on farms established within a few kilometres around the village of Brasilia Legal, our research aimed at analysing soil responses to deforestation at a larger scale, in five communities located on a 150km north-south gradient along the Tapajós River. We expected that soil dynamics would be influenced by regional patterns related to the varying soil types existing in the region, in relation to their textural specificity.

## 2. Methods

### 2.1. Study area

This study was part of the Caruso research project conducted by a joint Canadian and Brazilian team working with an ecosystem and interdisciplinary approach on the relationships between Hg, human health, the environment and land transformation in the Tapajós region. The study area is located in the State of Pará (Brazilian Amazon) in the Lower Tapajós basin (Figure 1). The research project was carried out in a 150km segment of the river, between the

municipalities of Aveiro and Itaituba. All studied sites were located between the 03°40' to 04°28'S and 56°12' to 55°21'W.

The region, with an annual rainfall varying between 1800mm and 2200mm, is characterized by a relatively short dry season (Grupo de Trabalho interministerial, 2004) and by various types of rain forests and some areas of savannas (Embrapa Amazônia Oriental, 2007a). However, natural vegetation in the region has already been widely altered, and secondary forests (capoeiras) and pastures are also very common (Embrapa Amazônia Oriental, 2007b). Soils, which developed on the Alter-do-Chão geological formation (Roulet *et al.*, 1998), are predominantly classified as Oxisols and Ultisols (according to the USDA system) (Soil Survey Staff, 1999), or Latossolos and Argissolos (according to Brazilian system) (Embrapa Amazônia Oriental, 2007c). They are naturally rich in Hg, which binds on iron and aluminium oxides-rich clays (Roulet et Lucotte, 1995; Roulet *et al.*, 1998). These soils are relatively poor and acid; for millions of years, they have been highly weathered by intense precipitations and strong climatic variations which caused the depletion of nutrients and minerals (Jordan, 1985). The Tapajós Region is an active front of colonization that has been submitted to important demographic, cultural and environmental transformations related to the intensification of the exploitation of the territory in the last forty years (Farella, 2005). Today, family agriculture is the prevailing way of subsistence in rural areas of the region is one of the principal deforestation agents (Farella, 2005). Small farmers, which practise agriculture with rudimentary methods on farms of a few tens of hectares (GTI, 2006), usually implement temporary crops cultivation after the slash-and-burn of the forest cover. After a few crops and fallows alternating sequences, agricultural lands generally end in pastures (Farella, 2005). In our sampling sites, the main cultivated crops were cassava or bitter manioc (manioc: *Manihot esculenta* Crantz), rice (*Oryza sativa* L.), beans (*Phaseolus vulgaris* L.) and corn (Zea mays L.), and to a lesser extend, banana (*Musa* spp.), cacao (*Theobroma cacao* L.), coffee (*Coffea arabica* L.) and pepper (*Piper nigrum* L.). Some sites were also under pastures.

**2.2. Data collection**

As this research was based on a participatory approach, data collection was done in cooperation with the local population. Farms to be sampled were selected according to landowner's will to participate and to sites availability. Sites had to be primary forests plots planned for slash-and-burn before the next rainy season and for subsequent cultivation. Based on these conditions, a total of 429 soil samples were collected in 26 sites located on family farms of the riparian communities of São Luiz do Tapajós, Nova Canãa, Santo Antônio, Açaituba and Mussum/Vista Alegre, in the Tapajós basin.

In September 2004, soil samples were collected from newly deforested sites, carefully discarding areas that had been affected by former anthropogenic activities. In August 2005, a second sampling campaign was held one year after the first months of cultivation of short-cycle crops (mainly cassava, beans and rice). Since first sampling emplacements had been tagged and were maintained by participating farmers, it was possible to re-sample the next year at the exact same sites. However, for various reasons, such as selected forests not having been cleared, sampling sites that had not been clearly identified or land-owners that had become unavailable because of health problems, only 21 of the initial sites were re-sampled one year after the initial burning.

In each studied community, four to seven sites were selected. For each site, three representative points were sampled. After having removed organic litter at soil surface (leaves and branches), one soil sample was taken at three different depths (0-5, 20-25 and 50-55cm) with a $100cm^3$ percussion sampler. The 0-5cm was considered as representative of soil surface while 20-25cm and 50-55cm horizons where sampled in order to analyse subsurface soil dynamics. Samples collected in 2005 were taken 30cm away from the holes dug in 2004, allowing to assume that they were similar in nature and environmental conditions but far enough to avoid disturbance caused by previous sampling. Such research design allowed us to analyse the Hg dynamics during the first year following deforestation, taking into account soil depth influence, as well as regional natural soil gradient.

### 2.3. Laboratory analyses

During the sampling campaigns, samples were air-dried to eliminate most of the soil moisture. All of the samples were taken back to Canada for laboratory analysis. They were oven-dried at less that 40 °C, in order to avoid Hg volatilization, until a stable weight was obtained. Dry weights were recorded and bulk density (dry weight/100 $cm^3$) was calculated. Each sample was then divided in two parts: one that was kept un-sieved for granulometric determination and subsequent analysis of Hg on soil fractions, and the other that was passed through a 2mm sieve to remove small rocks and roots, and then reduced to a fine and homogeneous powder with a steel percussion grinder and finally lyophilised to remove interstitial water. The second part of each sample was used for all remaining laboratory analysis.

Available base cations (Ca, Mg, K, Al, Mn and Fe) were extracted with $BaCl_2$ and measured by atomic absorption (Hendershot *et al.*, 1993), and pH was determined with a glass electrode after a 1:4 dilution in water. Fe and Al oxy-hydroxides (referred in this paper as $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$) have been extracted with citrate-dithionate-bicarbonate and measured by atomic absorption (Lucotte and d'Anglejan, 1985). Total Hg was extracted with HCl and was then measured by atomic fluorescence (Pichet *et al.*, 1999).

Soil granulometry was determined after humid fractionation of the untreated samples. Using sieves with three different meshes, we obtained three distinct groups of particles: a fine fraction (later on referred to as "fp" in the text, roughly representing classical clay and silt fractions grouped together) with diameters smaller than 63µm, a medium fraction (referred to as "mp" in the text) between 63-210µm and a coarse fraction (referred to as "cp" in the text) between 210µm-2mm particles (Grandmont, 2001). This classification was used throughout the other studies associated to the Caruso project in the Tapajós Region, and was kept in the present project based on the many significant relationships found between these granulometric fractions and soil physico-chemical variables, including Hg content. Dried fractions weights were recorded and soil granulometry was determined. Hg concentration on soil fractions was then analysed with the method mentioned earlier. Soil granulometry and Hg analysis on fractions have been assessed on one sample randomly selected among the

three soil replicates of each site and was limited to the two upper soil horizons (0-5 and 20-25cm). Throughout this paper, Hg associated to soil fractions will be expressed as Hg-fp, Hg-mp and Hg-cp. In order to ensure the validity of the results, replicates and analytical blanks were included in each protocol. Soil pH was measured at the Montreal's Biodôme, while all the other analyses were done in the GEOTOP laboratory, at the Université du Québec à Montréal.

### 2.4. Statistical analyses

In order to analyse the combined impact of slash-and-burn and cultivation on soil properties and on Hg dynamics, the 21 sites that were re-sampled after deforestation were used for the analyses. A few samples were excluded from the analyses to fulfill the requirements for the use of desired tests. Moreover, although some sites had nutrient levels that were initially higher than the general trend, they were left in the analyses as they responded to disturbance in a similar way than other samples.

In order to first evaluate overall soil dynamics, statistical tests taking into account all studied properties were preferred. Since most of our variables did not fill the requirement for principal component analysis (i.e. multi-normality), Correspondence Analyses (CAs) were used. Various preliminary analyses led us to select the 18 most pertinent variables. Absolute values for samples collected in undisturbed sites and one year after slash-and-burn were plotted altogether in the model, allowing a visualization between studied variables, independently of site condition. Taking into account global soil properties, associated variables are found grouped together on the graphs. Variables positioned distantly along the first or second axis are contrastingly in opposition in our studied soils. The CAs are thus not impact (or change) measures as all samples pre and post-fire are included, but they are good illustrations of the overall characteristics of studied soils and of their interrelations. Two CAs were done, the first one including all samples for the surface horizon, and the second one with samples of the 20-25cm horizon. Depending of the horizon, the CA inertia (i.e. the total data variance explained by the model) varied from 14 to 18 %. Furthermore, in both CAs, the two first axes explained altogether about 82 % of the total variance of the model.

Descriptive statistics were then used to determine the effect of deforestation followed by a 1-year cultivation period on individual soil properties for a given horizon. As we were interested in soil response following disturbance, where values at $t_2$ depend on values at $t_1$, we used statistical tests for paired samples. After having verified the normality of the distribution of the desired variables, we used Multivariate Analyses of Variance (MANOVAs) for comparisons of mean concentrations measured before burn and one-year after (using the means of all of our sites of a given texture). When comparing means of unpaired samples, such as property differences between soil types at initial state, Student-t and Wilcoxon tests were used. Most of the statistical analyses were done with the JMP 5.1 program (SAS Institute, 2003), except the correspondence analyses that were done with the CANOCO 4.54 program (Plant Research International, 2005).

### 2.5. Soil classification

A discrimination method for soil classification was worked out to help contrasting soil responses following deforestation. First, a method based on soil colors using the Munsell Chart was tested. All our samples were part of the yellow-red Munsell sheets, but since a wide range of subtle nuances were observed, no soil classification based on color pattern could be established. Since fine particles play a key role in numerous geochemical and pedological dynamics (Brady and Weil, 2002), this variable was selected as a basis for soil classification. Several discriminant analysis trials led us to adopt a 35 % fp threshold in order to create groups of samples that were distinct according to their overall characteristics (Appendix C). Hence, in this article, samples containing less than 35 % fp will thereafter be referred as "sandy soils", and those containing more than 35 % fp, as "clayey soils".

## 3. Results

### 3.1. Soil characteristics before slash and burn

Firstly, initial soil Hg concentrations were compared among themselves in order to determine if the geographic distribution had a significant effect on Hg levels in undisturbed forest soils. Hierarchical analyses done with Hg values indicated that, at soil surface, 64 % of total Hg variability occurred between the studied sites (comparing all sampled plots together not taking into account their location in a community), compared to 26 % between the communities and the remaining 10 %, between the three replicates. Since no particular pattern related to the regional distribution of the sampled communities was observed and since sites heterogeneity seemed to prevail on inter-community variation, an approach based on soil texture was adopted. For more details about Hg dynamics by community, see Appendix B.

At initial state, soil properties and Hg were generally influenced by soil texture. Sites having a finer granulometry were richer in Hg; a significant relationship ($r^2 = 0.28$, $p<0.0005$) existed between % fp and total Hg concentrations in undisturbed soils. Clayey sites exhibited a mean Hg concentration of 121 ng/g at soil surface, compared to 61 ng/g for sandy sites. At soil surface, the difference between the two groups was very highly significant (Wilcoxon test, $p<0.0001$), but the gap was attenuated at lower depths. For both soil textures, there was a marked Hg enrichment through the soil profile (Hg concentrations reached 155 ng/g for clayey sites and 114 ng/g for sandy sites at the 50-55cm horizon (Tables 1 and 2; results for 50-55cm not shown).

In undisturbed forests and for both soil textures, Hg was mostly associated to the soil fine fraction. Moreover, Hg concentrations were significantly different between the three soil fractions (Wilcoxon test followed by each pairs student test, $p<0.0001$) for both soil textures and for both 0-5cm and 20-25cm horizons (Figure 2). Overall, for combined soil types, about 60 % of the total Hg measured at the 0-5cm horizon was found in the soil fine fraction, whereas at the 20-25cm horizon, the fine fraction contained 73 % of the total soil Hg. Moreover, Figure 2 also illustrates that the fine fraction of sandy sites had higher Hg levels

than that of clayey sites. Indeed, a significant inverse relationship ($r^2$ = 0.16, $p<0.0092$) between % fp and Hg-fp concentration existed at initial state, indicating that Hg tended to accumulate more readily on fine particles when these were scarcer.

Total Hg levels at initial state were correlated with $Fe_{cdb}$ ($r^2$ = 0.22, $p<0.0024$) and $Al_{cdb}$ ($r^2$ = 0.38, $p<0.0001$) levels. At 0-5cm as well as at 20-25cm, these minerals levels were approximately two to three times higher in forested clayey soils than in forested sandy soils (241 compared to 81.2 µmol/g of $Fe_{cdb}$, 141 compared to 57.2 umol/g of $Al_{cdb}$). Indeed, soil $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$ concentrations were correlated with clay content ($p<0.0009$, $r^2$ = 0.25 and $p<0.0001$, $r^2$ = 0.33 respectively). In contrast, undisturbed sandy soils had surprisingly higher sum of base cations (CaMgK) levels, which were mostly driven by relatively high calcium (Ca) concentrations. Interestingly, inverse relationships between soil total Hg and cations ($r^2$ = 0.21, $p<0.0001$) as well as between soil Hg-fp and cations ($r^2$ = 0.27, $p<0.0004$) existed already in undisturbed soils (Figure 3). This inverse relation between total Hg and cations was significant in both soil textures ($r^2$ = 0.31, $p<0.0001$ for clayey soils and $r^2$ = 0.38, $p<0.0001$ for sandy soils). However, the opposition between Hg-fp and cations was significant in clayey sites ($r^2$ = 0.34, $p<0.0017$), but not in sandy sites ($r^2$ = 0.34, $p<0.0184$). In unperturbed sites, for both textures, there was a $F_{ecdb}$, $Al_{cdb}$, density, % fp and Hg-fp increase in soil profile. However, cation depletion was generally observed in deep horizons (Tables 1 and 2; results not shown for 50-55cm).

### 3.2. Overall soil dynamics and interrelations between physico-chemical characteristics illustrated by Correspondence Analyses (CAs)

In order to analyze the complex interrelations between the studied variables, thus taking into account all pertinent physico-chemical soil properties, correspondence analyses (CAs) were done using all values for samples collected before and after deforestation and a 1-year cultivation period. CA analyses were produced for both 0-5cm (Figure 4.a)) and 20-25cm horizons (Figure 4.b)). In these models, most of the data variance was explained by the first axis (69.8 % for the 0-5cm and 69.9 % for the 20-25cm horizons) (for more details about CAs eigen values, see Appendix D). For the 0-5cm horizon, since variables such as $Al_{cdb}$ and $Fe_{cdb}$ and most P forms, all related to soil fp, are positioned in proximity to % fp along the

first axis (and in clear opposition with % cp), the first axis seems to represent a textural gradient. The high percentage of variance related to the first axis confirms the important effect of soil textural gradient of soil properties.

Between 11 and 13 % (for the 0-5cm and 20-25cm horizons respectively) of the total data variance was explained by the second axis. Interestingly, at 0-5cm, total Hg and Hg-cp were positioned in opposition to the sum of base cations (CaMgK) on the second axis (Figure 4.a)). At 20-25cm, although it is not as marked for total Hg, the same opposition between total Hg and Hg-cp to cation was observed (Figure 4.b)).

Moreover, we observed that Hg-cp was positioned in proximity to % fp along both axes for the 0-5cm horizon (Figure 4.a)), but this association was not observed in soil depth. For the 0-5cm horizon, our CA showed a clear opposition on both axes between % cp and Hg-cp (Figure 4.a)). For the 20-25cm, this opposition was of a lesser importance on the second axis but it also existed on the first axis (Figure 4.b)).

### 3.3. Hg and soil properties changes following slash-and-burn and a 1-year cultivation period

Tables 1 and 2 provide soil property means for sampled sites before (undisturbed state) and one year after slash-and-burn and the first months of cultivation. These tables allow a visualization of the impacts of land-use on the studied variables at 0-5 and 20-25cm, and according to soil texture (13 clayey and 8 sandy sites, each site generally containing three replicates). Furthermore, the "ds/fs" column (ratio of the variable considered for deforested soils to forest soils) is a good indicator of the changes that occurred in soil physico-chemical properties following deforestation.

- ***Soil density and texture***

A clear increase in density occurred in both soil textures at soil surface, but no significant variation was observed for deeper horizons (Figure 5[1]). Sandy sites, which were denser at

[1] In Figures 5 to 8, error bars represent the standard deviation (SD)

initial state, had a less marked – but still significant (ds/fs = 1.04, $p<0.0445$) – surface density increase than clayey sites (ds/fs = 1.06, $p<0.0002$). Moreover, both textures underwent a loss of fp following deforestation at 0-5cm as at 20-25cm (Tables 1 and 2). The loss was more marked at soil surface, where a fp loss of about 25 % occurred. Moreover, fp loss (12 % of initial fp content) was still significant at the 20-25cm horizon of clayey soils. The fp loss was also more pronounced in clayey sites; indeed, a significant inverse relationship ($r^2= 0.24$, $p<0.0002$) existed between fp content in undisturbed sites and fine particles loss following deforestation and a one-year cultivation period. This inverse relationship was even more accentuated when looking at fp dynamics at the soil surface horizon only ($r^2= 0.53$, $p<0.0002$).

- ***Soil total Hg***

Overall, there was no marked total Hg variation when expressed in ng/g after the first year of slash-and-burn cultivation. However, Hg contents of clayey and sandy sites seemed to be affected differently, especially at soil surface (ds/fs ratios of 0.98 for the former and of 1.14 for the latter sites). Hg concentrations (ng/g) in clayey soils did not change significantly at 0-5cm (paired t-test[2], $p<0.1092$), 20-25cm ($p<0.0653$) and at 50-55cm ($p<0.2253$), whereas we observed slight but significant Hg increase at surface horizons of sandy soils ($p<0.0030$), with Hg concentrations going from 61 to 70 ng/g (Table 1). As it was the case for clayey sites, there were no marked Hg changes at 20-25cm ($p<0.2387$) and at 50-55cm ($p<0.2891$) in sandy sites (Table 2; results not shown for 50-55cm).

Calculating total soil Hg burdens, expressed in $ng/cm^3$ and which takes into account eventual soil density changes, we found a significant Hg burden increase at 0-5cm in clayey ($p<0.0043$) as in sandy ($p<0.0014$) soils. Total Hg burden at soil surface went from 137 to 144 $ng/cm^3$ in clayey sites (ds/fs = 1.05), and from 77 to 92 $ng/cm^3$ in sandy sites (ds/fs = 1.18) (Table 1). Hence, there was a noticeable difference between Hg concentration and Hg burden dynamics in clayey soils following slash-and-burn cultivation, but Hg burdens in

[2] All subsequent statistical analyses comparing forest and deforested means of a given variable will be results of paired t-tests

subsurface horizons of both soil textures did not change significantly after the burn (Tables 1 and 2).

- ***Hg in soil fractions***

For combined sandy and clayey soil surface values, we assume that a Hg transfer from fine to coarser particles occurred. Indeed, a significant loss of Hg in fp occurred following deforestation ($p<0.0003$, ds/fs = 0.92), whereas there was an increase of Hg associated to medium ($p<0.0347$, ds/fs = 1.14) and coarse ($p<0.0180$, ds/fs = 1.31) particles (Figure 6). The same Hg dynamics exists when distinguishing for soil texture. Hg displacement between soil fractions was indeed less pronounced in deeper horizons; at 20-25cm, significant changes in Hg were only visible on the coarse fraction. Globally, at clayey and sandy sites surface horizons, about 25 % on the Hg initially found in fine fraction was lost following slash-and-burn cultivation.

- ***Cations and minerals***

Surface soils were characterized by an important increase of base cations following deforestation and a one-year cultivation period (Figure 7). However, this impact was different depending on soil texture. The cationic enrichment was especially marked for surface clayey soils, as cations of clayey sites went from 0.83 to 1.62 cmol/kg (ds/fs ratio of 1.96), whilst the increase of sandy sites went from 1.12 to 1.73 cmol/kg (ds/fs ratio of 1.54) (Table 1). Finally, $Al_{cdb}$ and $F_{ecdb}$ levels almost always decreased following slash-and-burn cultivation, and the changes were more marked at depth than at soil surface. Although the changes were overall not particularly marked, the $Fe_{ecdb}$ and $Al_{db}$ losses were significant in sandy and clayey sites subsurface respectively (Figure 8).

# 4. Discussion

## 4.1 Loss of fine particles

The present study took place in a region generally considered as moderately stable to vulnerable to erosion (Embrapa Amazônia Oriental, 2007d). Our soils indeed underwent a marked loss of fine particles following slash-and-burn and subsequent cultivation, which is a very important result, indicating that erosion processes are already active within the first year after deforestation. Since soil fine fraction plays a key role in aggregation complexes, loss of fine particles has an important impact on soil structure and can lead to compaction and density increase (Brady and Weil, 2002), as observed in our results.

## 4.2. Total Hg retention

An important point that arises from this research lies in the fact that the first year of cultivation has not led to a massive Hg movement out of the formerly forested soils. However, soil texture did influence the responses of physico-chemical variables to slash-and-burn and a one-year subsequent cultivation period, giving rise to differentiated Hg dynamics.

The total Hg burdens, expressed by the total Hg quantity per volume of soil ($ng/cm^3$), reflects the actual Hg dynamics in studied soils as it takes into account eventual soil density changes. By comparing the Hg burden ds/fs ratio with the Hg concentration ds/fs ratio, we observed that, in both types of soils, Hg burden changes were much greater than Hg concentration changes. This indicates that the increase of Hg burdens could be attributed to a soil density increase occurring following slash-and-burn. Indeed, clayey soil Hg burdens and density both increased by about 5-6 % at soil surface after burn (ds/fs ratios of 1.05 and 1.06 respectively), meaning that these two variables responded in a similar way to deforestation and thus reinforcing the assumption that Hg increase for clayey soils was related to a density increase.

However, as opposed to clayey sites, density changes were less marked for sandy sites and the Hg burden increase (18 %) was more important than the density increase (4 %). Furthermore, in these sites, Hg change could not be attributed to a density increase because it

existed as well when looking at Hg concentration. Hence, since soils often undergo a significant fine particle erosion upon slash-and-burn (Alfaia *et al.,* 2004; McGrath *et al.,* 2001; Müller *et al.,* 2004; Numata *et al.,* 2007) and since Hg dynamics is related to soil Al and Fe enriched-fine fraction (Fadini and Jardim, 2001; Roulet *et al.,* 1995) the analysis of Hg distribution between soil fractions and of erosion dynamics could provide an explanation for the surprising Hg increase observed in sandy soils. Interestingly, fine particles of sandy soils contained more Hg than clayey soils fine particles even before disturbance, suggesting that the scarcer adsorption sites of sandy soils were more readily saturated. For deforested sandy sites, the observable increase in total soil Hg resulted from a change in Hg distribution between the soil fractions as well as from a change in soil textural composition, and were not related to actual Hg level variations within the system.

### 4.3. Early Hg mobility

Even if total Hg levels variations were not major in our study, early signs of Hg mobility were observed during the first year following slash-and-burn. Since our results, like previous studies (Farella *et al.*, 2006; Roulet *el al.,* 1998), have shown that Hg was mostly associated to the soil fine fraction, fine particle loss due to soil erosion has implications for soil Hg levels (Roulet *et al.*, 1998). Indeed, because of the lack of forest cover and due to agricultural activities and high precipitation, fine particles – with their associated Hg content – are eventually eroded out of the soils, leaching Hg to nearby waters (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2003). However, in addition to the influence of erosion, we measured a loss of Hg on fine particles of deforested soils, while an increase of Hg was found on their medium and coarse particles. This indicates that a net Hg transfer (from fine to coarser particles) did occur during the first year following slash-and-burn.

Although we did not find marked Hg loss such as the one found by Roulet *et al.* (1998) and described by Farella *et al.* (2006), which is probably not yet occurring in very recently deforested soils, we showed than Hg disequilibrium already existed after the first year of cultivation upon deforestation. Indeed, after having been displaced from the soil fine fraction, Hg seemed to be still retained at least temporarily on larger soil particles. However, medium

and coarse fractions – composed by various sizes of sand particles – are relatively less reactive (Brady and Weil, 2002) and have fewer adsorption sites, meaning that Hg must be linked to these particles with weak chemical bonds. We can assume that Hg mobility will be accentuated and that its displacement will occur in further stages beyond the first year of cultivation.

### 4.4. Relationships between cation enrichment and Hg distribution

According to Farella *et al.* (2006), the act of burning is of primary importance for soil Hg release. More precisely, their research suggested that Hg mobility could result from a soil destabilisation that was triggered by massive cation enrichment. The Hg dislocation observed in our study after the first year of slash-and-burn and subsequent cultivation reinforces this assumption. Furthermore, similar chemical competition could also be partly responsible for marked $NH_4$ loss observed in our slash-and-burnt sites (Farella *et al.*, 2007; Chapter 2). Indeed, in newly cleared lands, rapid and massive cation enrichment resulted from the nutrient-rich ash deposited at soil surface after the burning of the forest (Chapitre 2; Desjardins *et al.*, 2000; Farella *et al.*, 2007; Hölscher *et al.*, 1997; McGrath *et al.*, 2001; Markewitz *et al.*, 2004; Müller *et al.*, 2004; da Silva *et al.*, 2006; Wick *et al.*, 2005). The more important cationic enrichment that occurred after the first year of slash-and-burn cultivation in our clayey sites was probably related to their initial quite low cations values as well as to their greater capacity to retain nutrients. However, the cations changes observed in our research are not as stunning as what previous authors observed on much longer times after deforestation had occurred (Farella *et al.*, 2006). Indeed, while the latter authors observed a 5.5-fold and a 4-fold cations increase in clay and in sandy soil surface horizons respectively, the cation inputs in our study were only 64 % and 62 % for the same soil textures.

Base cation fertilization is one of the desirable effects of slash-and-burn, which it is precisely used for that reason in the humid tropics for cultivation on poor acid soils (Farella, 2005). However, some studies done in Finland have suggested that an enhanced fertilization could lead to increased soil Hg mobility (Matilainen *et al.*, 2001). In our study sites, the mean

fertilization resulting from the biomass burning was about 0 $g/m^2$ of K, 3 $g/m^2$ of Mg and 14 $g/m^2$ of Ca in clayey soils and 0.26 $g/m^2$ of K, 2 $g/m^2$ of Mg and 13 $g/m^2$ of Ca in sandy soils (for more details about procedures followed for calculation of fertilization effect, see Appendix E). Our study presented a total fertilization (the sum of base cations, CaMgK) that was much lower than those found in previous studies. Indeed, while the CaMgK enrichment was overall around 15 $g/m^2$ over our 150km sampling gradient along the Tapajós River, there was an input of about 96 $g/m^2$ CaMgK in sandy soils of farms of the Brasilia Legal region (Farella *et al.*, 2006), and of about 56 $g/m^2$ CaMgK in experimental Finnish sandy soils (Matilainen *et al.*, 2001). The moderately low fertilization measured in our studied sites could have played a role in the relatively weak Hg mobilisation observed in our samples.

## 5. Conclusion

Our unique sampling design, consisting in soil collection at the exact same sites before disturbance of primary forests and one year after the initial slashing and burning, allowed a precise analysis of Hg dynamics in recently deforested soils. The results of our study indicate that, at regional scale, the first year of slash-and-burn cultivation was not responsible for a rapid and massive release of soil mercury to nearby aquatic systems, contrarily to what was expected. However, early signs of Hg mobility were detected. Indeed, a transfer of Hg from fine to coarser fractions after the first year of slash-and-burn cultivation probably resulted from a rupture of Hg chemical bonds on clay adsorption sites. Moreover, we found that this process seemed to be related to competition between newly deposited cations and Hg. This early Hg mobility suggests an eventual Hg release in surrounding rivers, which would affect the Amazonian population and environment.

Our results have important implications for Amazonian farmers and land-use decisions. Given the loss of fine particles and the early mobility of Hg occurring within the very first year of deforestation and subsequent cultivation, concrete actions are needed in order to find solutions that would help to reduce the need of small-scale farmers to slash-and-burn their land continuously, favouring soil erosion and fuelling more and more Hg liberation towards

aquatic systems. Furthermore, since soil Hg and physico-chemical properties dynamics are related to soil texture – which clearly prevailed on regional variability –, our research reaffirms the importance of taking into account soil texture in decisions regarding land management. However, since slash-and-burn is one of the most common agricultural methods used by family farmers in the Amazon (Farella, 2005), studies have to consider the local reality of Amazonian farmers, keeping in mind that slash-and-burn is a traditional activity that has become deeply incorporated in the customs of local communities. This method had been used in the region for centuries by native peoples before being adopted by new settlers. Family farmers ensure their subsistence with very limited resources and the use of slash-and-burn is for them the preferred method to create a low-cost agricultural systems.

## 6. Acknowledgments

The authors sincerely thank the communities of São Luiz do Tapajós, Nova Canãa, Santo Antònio, Mussum/Vista Alegre and Açaituba who participated in this project and made this study possible. Many thanks to the field assistants and to the boat staff, as well as to Claire Vasseur, Isabelle Rheault, Sophie Tran and Agnieska Adamowicz for laboratory assistance.

Special thanks to Carlos José Sousa Passos, Virginie Groo, Guillaume Mathieu, Laurie Destroismaisons, Emmanuel Roux, Cynthia Patry for their help at different stages of this study, to Caruso members and to Hugo Poirier and Nicolina Farella for their advices. The authors gratefully acknowledge the financial support of the Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture (IICA), the International Development Research Centre (IDRC), the Montréal's Biodôme and the GEOTOP-UQAM.

## 7. References


Alfaia, S. S., G. A. Ribeiro, A. D. Nobre, R. C. Luizão and F. J. Luizão. 2004. «Evaluation of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazônia». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 102, no 3, p. 409-414.

Almeida, A. L. Ozorio and J. S. Campari. 1995. *Sustainable Settlement in the Brazilian Amazon.* Oxford: Oxford University Press.

Benhin, J. and K. A. 2006. «Agriculture and Deforestation in the Tropics: A Critical Theoretical and Empirical Review». *Ambio*, vol. 35, no 1, p. 9-16.

Brady, N. C. and R. R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils. Thirteenth Edition.* Pearson Education, Inc. Upper Saddle River, New Jersey, 960 p.

Cochrane, T. T. and P. A. Sánchez. 1982. «Land resources, soils and their management in the Amazon region : a state of knowledge report». In: *Agriculture and Land Use Research, Proceedings of the International Conference on Amazonian Agriculture and Land Use Research. Amazonia. CIAT series 03E-3(82),* directed by S. Hecht, p. 137-209. Cali, Colombia.

Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. M. Souza Jr., D. C. Nepstad, P. Lefebvre and E. A. Davidson. 1999. «Positive Feedbacks in the Fire Dynamics of Closed Canopy Tropical Forests». *Science,* vol. 284, p. 1832-1834.

Cohenca, D. 2005. *A expansão da fronteira agrícola e sua relação com o desmatamento detectado em imagens Landsat TM e ETM+ na região norte da BR-163, Pará entre os anos de 1999 a 2004.* Santarém. Brazil, 23 p.

Da Silva, G. R., S. Jr., M. L. da Silva and V. Silva de Melo. 2006. «Efeitos de diferentes usos da terra sobre as características químicas de um latossolo amarelo do estado do Pará». *Acta Amazonica*, vol.36, no 2, p.151-157.

Desjardins, T., P. Lavelle, E. Barros, M. Brossard, L. Chapuis-Lardy, A. Chavel, M. Grimaldi, F. Guimarães, P. Martins, D. Mitja, M. Müller, M. Sarrazin, J. Tavares Filho and O. Topall. 2000. «Dégradation des pâturages amazoniens». *Étude et Gestion des Sols*, no 7, p. 353-378.

Dolbec, J, D. Mergler, C. J. Sousa Passos, S. Sousa de Morais and J. Lebel. 2000. «Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos River, Brazilian Amazon». *Int Arch Occup Environ Health*, vol. 73, p. 195-203.

Dolbec, J, D. Mergler, B. Larribe, M. Roulet, J. Lebel and M. Lucotte. 2001. «Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 271, p. 87-97.

Embrapa Amazônia Oriental. 2007a. «Uso da terra e vegetação, Documento no 20». In: *Zoneamento ecológico-econômico da área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém).* Available at: http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php.

Embrapa Amazônia Oriental. 2007b. «Mapa de uso da terra. Sub-região Baixo e médio Tapajós Rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém). Documento no 285».In: *Zoneamento ecológico-econômico da área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém).* Available at: http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php.

Embrapa Amazônia Oriental. 2007c. «Solos. Área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém). Documento no 332». In: *Zoneamento ecológico-econômico da área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém).* Available at: http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php.

Embrapa Amazônia Oriental. 2007d. «Mapa de vulnerabilidade à erosião. Sub-região Baixo e médio Tapajós Rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém). Documento no 287». *In: Zoneamento ecológico-econômico da área de influencia da rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém).* Available at: http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php.

Fabian, P., M. Kohlpainter and R. Rollenbeck. 2005. «Biomass burning in the Amazon-fertilizer for the mountainous rain forest in Ecuador». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 12, no 5, p. 290-296.

Fadini P. S. and W. F. Jardim. 2001. «Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury ?» *The Science of the Total Environment*, vol. 275, p. 71-82.

Farella, N. 1998. «Impacts du déboisement sur les sols et les sédiments de la région du Rio Tapajós (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs». M. Sc. Thesis in Environmental Sciences, Montréal, Université du Québec à Montréal, 179 p.

Farella, N., M. Lucotte, P. Louchouarn and M. Roulet. 2001. «Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon». *Organic Geochemistry*, vol. 32, p. 1443–1458.

Farella, N. 2005. «Les fermes des régions frontières d'Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement». Ph. D. Thesis in Environmental Sciences, Montréal, Université du Québec à Montréal, 185 p.

Farella, N., M. Lucotte, R. Davidson and S. Daigle. 2006. «Mercury release from deforested soils triggered by cation enrichment». *Science of the Total Environment*, no 368, p. 19-29.

Farella N, R. Davidson, M. Lucotte and S. Daigle. 2007. «Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 120, p. 449–462.

Fearnside, P. M. 1999. «Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation». *Environmental Conservation,* no 26, p. 305-321.

Fearnside, P. M. 2003. «Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas». *World Development*, no 31, p. 757-779.

Fillion, M., D. Mergler, C. J. S. Passos, F. Larribe, M. Lemire and J. R. D. Guimarães. 2006. «A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon». *Environmental Health*, vol. 5, p. 29.

Grandmont, É. 2001. *Analyse des teneurs en mercure sur différentes fractions granulométriques de sols amazoniens. Version révisée.* Université du Québec à Montréal. Montréal. 13 p.

Grupo de Trabalho Interministerial. 2004. *Plano de Desenvolvimento Sustentável para a Área de Influência da BR-163 Cuiabá - Santarém.* Segunda etapa de consultas à sociedade, Brasilia, Brazil, 116 p.

Grupo de Trabalho Tnterministerial. 2006. *Plano Amazônia Sustentável.* Versão final para consulta, Brasilia, Brazil, 101 p.

Hendershot, W. H., H. Lalande and M. Duquette. 1993. «Ion exchange and exchangeable cations». Dans *Soil sampling and methods of analysis,* directed by M. R. Carter, p.167-176. USA: Lewis Publishers.

Hölsher, D., B. Ludwig, R. F. Moller, H. Folster. 1997. «Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 66, p. 153-163.

Jordan, C. F. 1985. «Soils of the Amazon rainforest». In: *Key EnvironmentsAmazonia*, directed by G. T. Prance and T. E. Lovejoy, p. 83-94. Oxford: Pergamon Press.

Lacerda, L. D.1995. «Amazon Mercury Emissions». *Nature*, no 374, p.20.

Laurance, W. F. 2000. «Mega-development trends in the Amazon: implications for global change». *Environmental monitoring and assessment*, vol. 61, p. 113-122.

Lebel, J., M. Roulet, D. Mergler, M. Lucotte and F. Larribe. 1997. «Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population». *Water, Air and Soil Pollution*, no 97, p. 31-44.

Lebel, J., D. Mergler, F. Branches, M. Lucotte, M. Amorim, F. Larribe and J. Dolbec. 1998. «Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin». *Environmental Research*, vol. 79, p. 20-32.

Lechler, P. J., J. R. Miller, L. D. Lacerda, D. Vinson, J.-C Bonzongo, W. B. Lyons and J. J. Warwick. 2000. «Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: A function of natural enrichments?» *Science of the Total Environment,* vol. 260, no 1-3, p. 87-96.

Lucotte, M. and B. d'Anglejan. 1985. «A comparison of several methods for the determination of iron hydroxides and associated orthophosphates in estuarine particulate matter». *Chemical Geology*, vol. 48. p. 257-264.

Mahar, D. J. 1989. *Government policies and deforestation in Brazil's Amazon region.* The World Bank, Washington, D.C, 56 p.

Mainville N., J. Webb, M. Lucotte, R. Davidson, O. Betancourt, E. Cueva and D. Mergler. 2006. «Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River valley, Ecuador». *The Science of the Total Environment,* vol. 368, p. 88-98.

Margulis, S. 2004. *Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon.* World Bank Working Paper no. 22, Washington, D.C, 77 p.

Markewitz, D., E. Davidson, P. Moutinho and D. Nepstad. 2004. «Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia». *Ecological Applications,* vol. 14, no 4, Supplement, p. 177-199.

Matilainen, T., M. Verta, H. Korhonen, A. Uusi-Rauva and M. Niemi. 2001. «Behaviour of mercury in soil profiles: impacts of increased precipitation, acidity, and fertilization on mercury methylation». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 125, p. 105-119.

Maurice-Bourgoin, L., I. Ouiroga, J. Chincheros and P. Courau. 2000. «Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations». *Science of the Total Environment*, vol. 260, no 1-3, p. 73-86.

Maurice-Bourgoin, L., L. Alanoca, P. Fraizy and P. Vauchel. 2003. «Sources of mercury in surface waters of the upper Madeira erosive basins, Bolivia». *Journal de Physique. IV*, vol. 107, no 3, p. 855-858.

McGrath, D., A., K. C. Smith, H. L. Gholz and F. de Assis Oliveira. 2001. «Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia». *Ecosystems*, vol. 4, p. 625-646.

Metzger, J. P. 2003. «Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure». *Environmental Conservation, vol.* 30, no 4, p. 325-333.

Miller, J. R., P. J. Lechler and G. Bridge. 2003. «Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Mazaruni River Basins, Guyana *Water*». *Air, and Soil Pollution,* vol. 148, no 1-4, p. 139-166.

Müller, M. M. L., M. F. Guimaraes, T. Desjardins and D. Mitja. 2004. «The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: A case study». *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol. 103, no 2, p. 279-288.

Murty, D., M. U. F. Kirschbaum, R. E. McMurtrie and H. McGilvray. 2002. «Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature». *Global Change Biology*, vol. 8, no 2, p. 105-123.

Nepstad, D., J. P. Capobianco, A. C. Barros, G. Carvalho, P. Moutinho, U. Lopes and P. Lefebvre. 2000. *Avança Brasil: Os custos ambientais para a Amazônia, IPAM and Instituto Socioambiental*. «Cenários Futuros para a Amazônia» project report. Belém, Brazil, Gráfica e Editora Alves, 24 p.

Nepstad, D., G. C., A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre, U. Jr. Lopes Silva and E. Prins. 2001. «Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 154, no 3, p. 395-407.

Numata, I., O. A. Chadwick, D. A. Roberts, J. P. Schimel, F. F. Sampaio, F. C. Leonidas and J. V. Soares. 2007. «Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil». *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol. 118, no 1-4, p. 159-172.

Nye, P. H. and D. J. Greenland. 1964. «Changes in the soil after clearing tropical forest». *Plant and Soil,* Vol. 21, no 1, p. 101-112.

Passos, C. J., D. Mergler, E. Gaspar, S. Morais, M. Lucotte, F. Larribe and S. Grosbois. 2001. «Caracterização geral do consumo alimentar de uma população ribeirinha na Amazônia Brasileira». *Revista Saúde e Ambiente*, vol. 4, p. 72-84.

Passos, C. J. S., D. Mergler, M. Lemire, M. Fillion and J. R. D. Guimarães. 2007. «Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure». *Science of the Total Environment.* vol. 373, p. 68–76.

Pichet, P., K. Morrison, I. Rheault and A. Tremblay. 1999. «Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples». In: *Mercury in the biogeochemical cycle* directed by Marc Lucotte, C. Langlois and A. Tremblay, p. 41-52. Berlin: Springer.

Plant Research International. 2005. Canoco, version 4.54. Wageningen, Netherlands. Computer statistical program.

Poirier, H. 2004. «L'impact de l'utilisation du territoire sur la distribution du mercure dans les sols amazoniens: une approche toposéquentielle». M. Sc. Thesis in Environmental Sciences, Montréal, Université du Québec à Montréal.

Roulet, M. and M. Lucotte. 1995. «Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America». *Water, Air, and Soil Pollution,* vol. 80, no 1-4, p. 1079-1088.

Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Tran, I. Rhéault, N. Farella, E. De Jesus Da Silva, J. Dezincourt, C. J. Sousa Passos, G. Santos Soares, J. R. D. Guimarães, D. Mergler and M. Amorim. 1998. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 223, p. 1-24.

Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C. J. Sousa Passos, E. de Jesus da Silva , P. Scavone de Andrade, D. Mergler and M. Amorim. 1999. «Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems». *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 112, p. 297-313.

Roulet, M, M. Lucotte, R. Canuel, N. Farella, M. Courcelles, J.-R. Guimarães, D. Mergler and M. Amorim. 2000. «Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon». *Chemical Geology*, vol. 165, p. 243-266.

SAS Institute. 2003. JUMP, version 5.1. Computer statistical program. Cary, NC, USA.

Sioli, H. 1984. *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.* Dr W. Dordrecht Junk: Publishers.

Soares-Filho, B. S., D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. Coutinho Cerqueira, R. A. Garcia, C. Azevedo Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre and P. Schlesinger. 2006. «Modelling conservation in the Amazon basin». *Nature,* vol. 440, no 7083, p. 720-723.

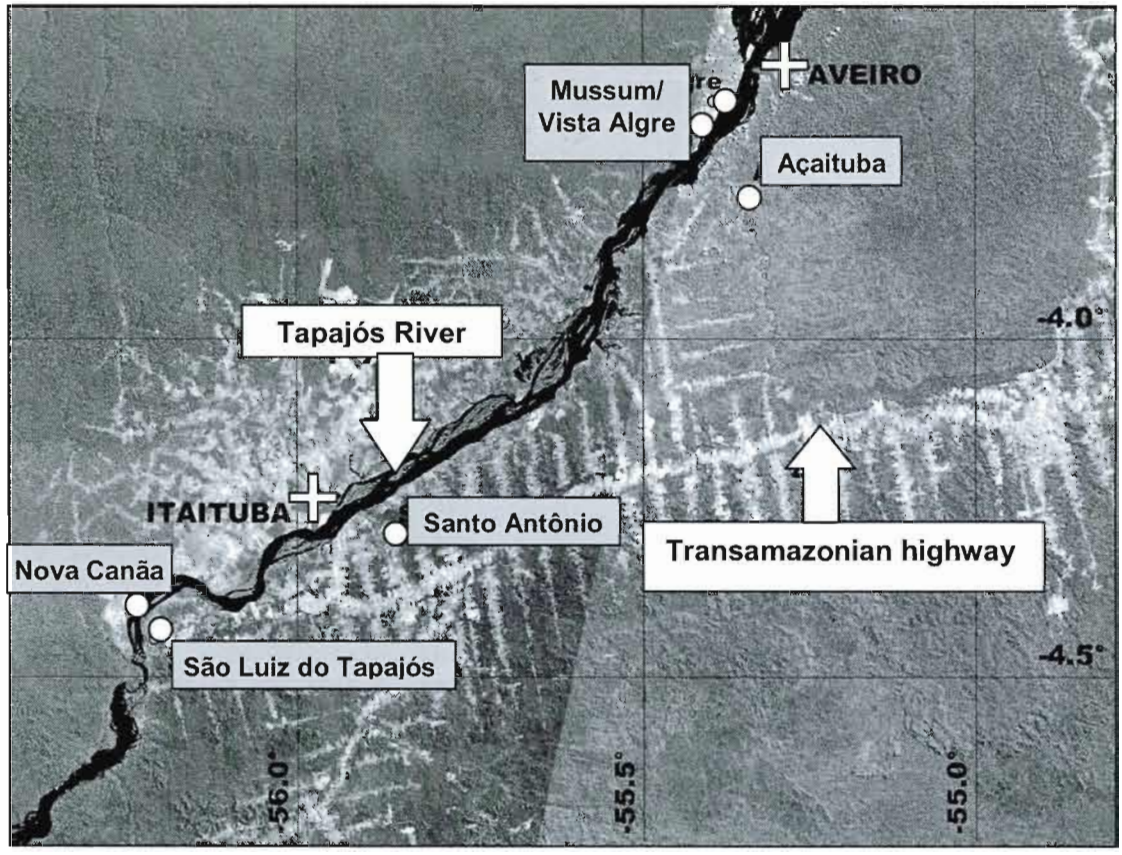
Soil Survey Staff. 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition.* Unites States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Washington D.C. 871 p.

Veiga, M. M. and R. F. Baker. 2004. *Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Reseased by Artisanal and small-scale Gold Miners.* Global Mercury Project. Vienna, Austria, 289 p.

Webb, J., N. Mainville, D. Mergler, M. Lucotte, O. Betancourt, R. Davidson, E. Cueva and E. Quizhpe. 2004. «Mercury in fish-eating communities of the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador». *Ecohealth*, vol. 1, p. 59-71.

Wick, B., E. Veldkamp, W. Z. De Mello, M. Keller and P. Crill. 2005. «Nitrous oxide fluxes and nitrogen cycling along a pasture chronosequence in Central Amazonia, Brazil». *Biogeosciences,* vol. 2, no 2, p. 175-187.

**Figure 1: Location map of the study area**




* Studied communities are identified by small circles

**Table 1: Soil properties at 0-5cm**

| Soil variables | Clayey sites Mean ± SD (n=39) | | | Sandy sites Mean ± SD (n=22) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Before | After | df/fs | Before | After | df/fs |
| **Granulometry** | | | | | | |
| Density (g $cm^{-3}$) | 1.15 ±0.12 | 1.23 ± 0.12 | 1.06* | 1.31 ± 0.17 | 1.36 ± 0.18 | 1.04* |
| % cp (210 µm-2 mm) | 27 ± 12 | 32 ± 16 | 1.17* | 48 ± 11 | 50 ± 11 | 1.04 |
| % mp (63-210 µm ) | 34 ± 9 | 38 ± 9 | 1.13 | 37 ± 9 | 39 ± 9 | 1.06 |
| % fp (< 63 µm) | 39 ± 16 | 29 ± 11 | 0.76* | 15 ± 7 | 11 ± 3 | 0.74* |
| **Mercury** | | | | | | |
| Hg (ng $g^{-1}$) | 121 ± 33 | 118 ± 32 | 0.98 | 61 ± 25 | 70 ± 30 | 1.14* |
| Hg (ng $cm^{-3}$) | 137 ± 35 | 144 ± 38 | 1.05* | 77 ± 26 | 92 ± 34 | 1.18* |
| Hg-cp (ng $g^{-1}$) | 53 ± 21 | 69 ± 35 | 1.29* | 13 ± 5 | 18 ± 8 | 1.41* |
| Hg-mp (ng $g^{-1}$) | 92 ± 43 | 105 ± 38 | 1.14 | 55 ± 32 | 63 ± 27 | 1.15 |
| Hg-fp (ng $g^{-1}$) | 205 ± 69 | 191 ± 63 | 0.93* | 221 ± 59 | 201 ± 54 | 0.91* |
| **Cations** | | | | | | |
| CaMgK (cmol $kg^{-1}$) | 0.83 ±0.67 | 1.62 ± 1.57 | 1.96* | 1.12 ± 1.10 | 1.73 ± 1.78 | 1.54 |
| Fecdb (µmol $g^{-1}$) | 241 ± 111 | 237 ± 108 | 0.98 | 82 ± 57 | 78 ± 71 | 0.96 |
| Alcdb (µmol $g^{-1}$) | 141 ± 53 | 136 ± 61 | 0.96 | 57 ± 26 | 59 ± 45 | 1.03 |

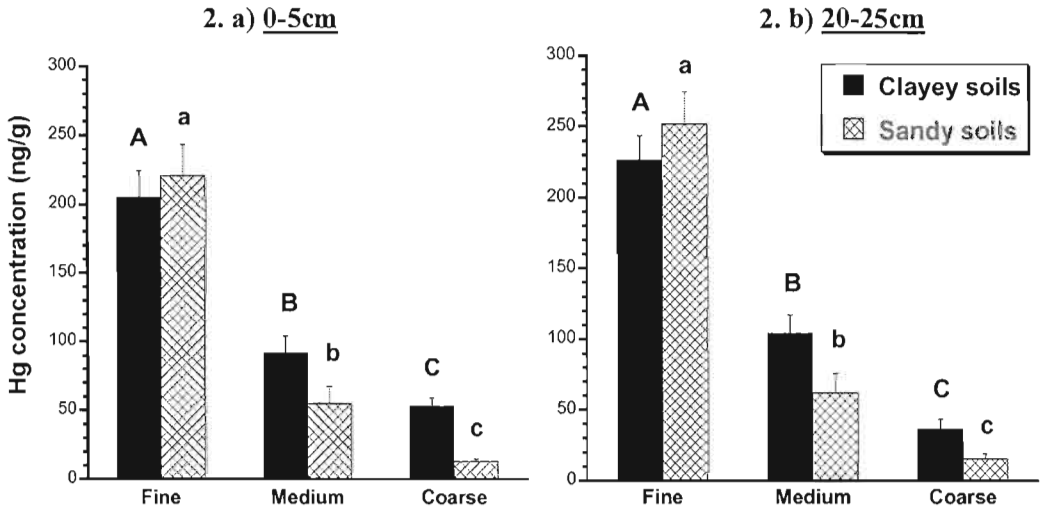
* means that there is a significant variation following deforestation (paired t-test, $p<0.05$)

**Table 2: Soil properties at 20-25cm**

| Soil variables | Clayey sites Mean ± SD (n=38) | | | Sandy sites Mean ± SD (n=22) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Before | After | df/fs | Before | After | df/fs |
| **Granulometry** | | | | | | |
| Density (g $cm^{-3}$) | 1.36 ± 0.25 | 1.36 ± 0.30 | 1.00 | 1.46 ± 0.12 | 1.46 ± 0.11 | 1.00 |
| % cp (210 µm-2 mm) | 18 ± 9 | 20 ± 11 | 1.11 | 37 ± 8 | 38 ± 7 | 1.03* |
| % mp (63-210 µm ) | 32 ± 13 | 35 ± 15 | 1.11 | 35 ± 10 | 37 ± 9 | 1.05 |
| % fp (< 63 µm) | 50 ± 24 | 44 ± 41 | 0.88* | 28 ± 4 | 25 ± 9 | 0.90 |
| **Mercury** | | | | | | |
| Hg (ng $g^{-1}$) | 140 ± 0 | 137 ± 0 | 0.98 | 105 ± 32 | 103 ± 32 | 0.98 |
| Hg (ng $cm^{-3}$) | 187 ± 44 | 182 ± 42 | 0.97 | 151 ± 40 | 148 ± 37 | 0.98 |
| Hg-cp (ng $g^{-1}$) | 37 ± 24 | 49 ±41 | 1.34* | 16 ± 9 | 11 ± 3 | 0.68* |
| Hg-mp (ng $g^{-1}$) | 104 ± 47 | 104 ± 58 | 1.00 | 62 ± 36 | 61 ± 25 | 0.99 |
| Hg-fp (ng $g^{-1}$) | 227 ± 61 | 225 ± 62 | 0.99 | 252 ± 60 | 249 ± 57 | 0.99 |
| **Cations** | | | | | | |
| CaMgK (cmol $kg^{-1}$) | 0.28 ± 0.25 | 0.25 ± 0.26 | 0.91 | 0.20 ± 0.17 | 0.25 ± 0.32 | 1.25 |
| Fecdb (µmol $g^{-1}$) | 296 ±145 | 279 ± 148 | 0.94 | 121 ± 69.9 | 111 ± 63.8 | 0.92* |
| Alcdb (µmol $g^{-1}$) | 185 ±75.5 | 164 ± 90.1 | 0.89* | 96.2 ± 46.4 | 83.1 ±23.0 | 0.86 |

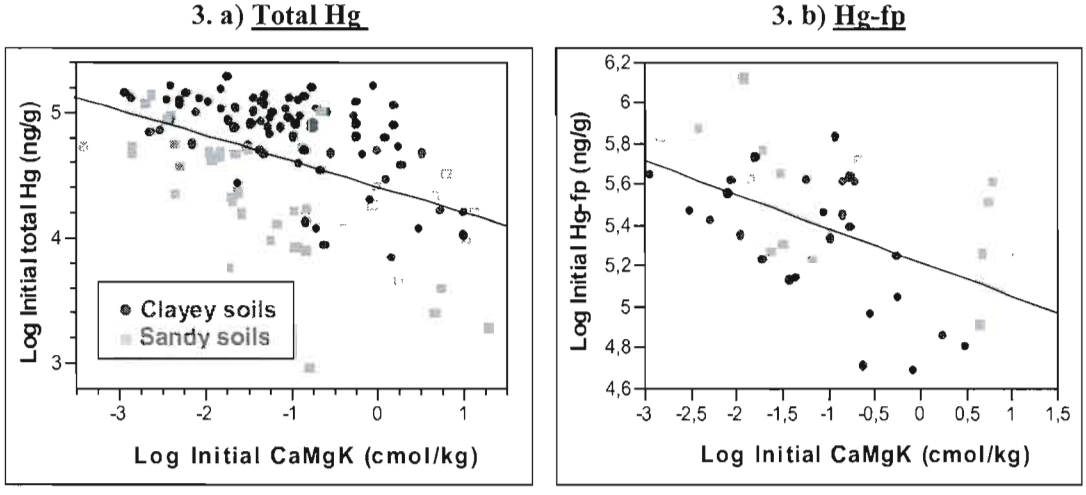
* means that there is a significant variation following deforestation (paired t-test, $p<0.05$)

**Figure 2: Hg distribution in relation to soil granulometric fractions and to soil texture at initial state, for the 0-5 and 20-25cm horizons**




Different letters mean significantly different Hg concentrations (mean ± SD) between soil fractions for a given texture. Capital letters represent Hg levels in clayey soils, and lower case letters, in sandy soils (Wilcoxon test followed by each pairs student test, $p<0.0001$).

**Figure 3: Relationships between initial cations content and initial total Hg and Hg-fp**




$R^2 = 0.21$, $p<0.0001$, $n = 120$

$R^2 = 0.27$, $p<0.0004$, $n = 42$

**Figure 4: Correspondence analyses of soil variables for combined sandy and clayey samples and values before and after disturbance**

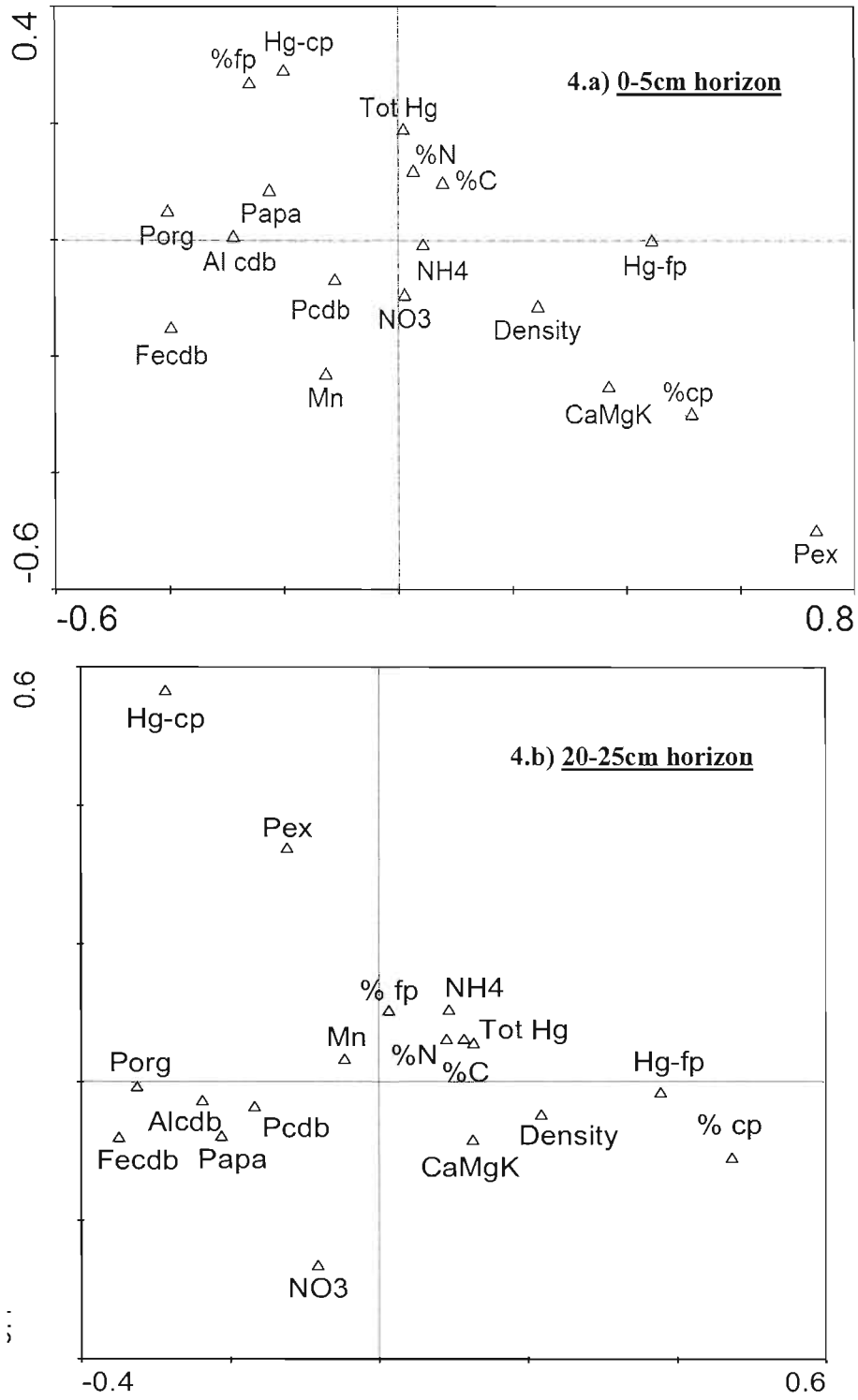
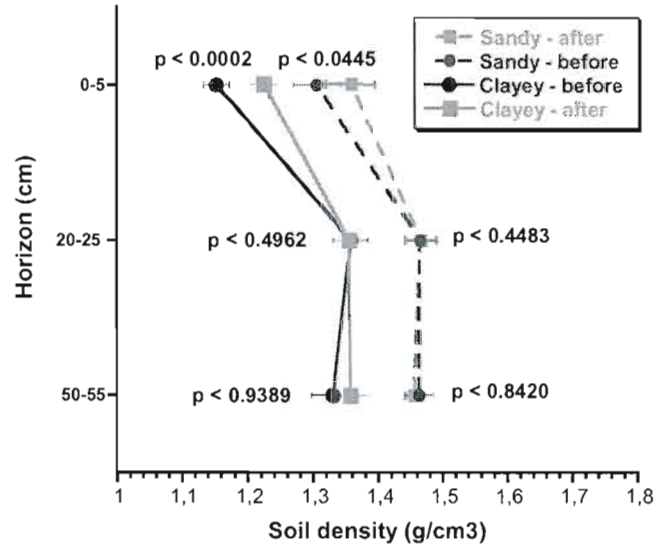
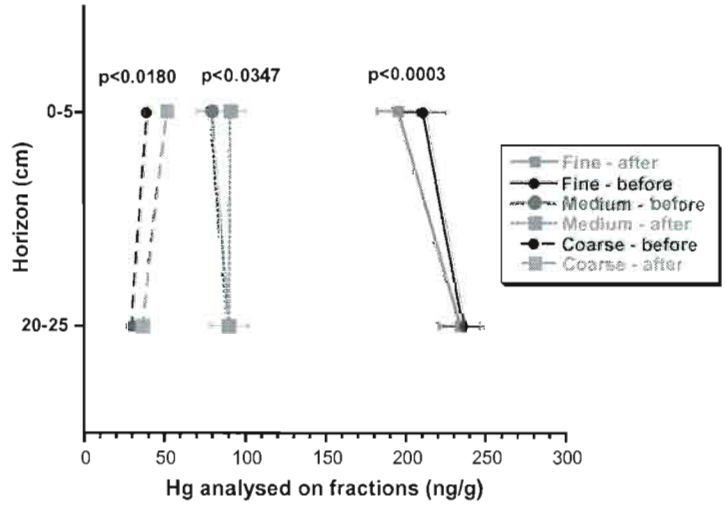


**Figure 5: Changes in soil density in relation to depth upon deforestation and a 1-year cultivation period for two soil textures**




* p<0.05 values (paired t-test results) indicate that there is a significant density change for a given horizon and a given soil type

**Figure 6: Changes of Hg on soil granulometric fractions upon deforestation and a 1-year cultivation period, for combined sandy and clay soil samples**




* p<0.05 values (paired t-test results) indicate that there is a significant Hg change for a given soil fraction at the 0-5cm horizon

**Figure 7: Changes in soil sum of bases (CaMgK) in relation to depth upon deforestation and a 1-year cultivation period for two soil textures**

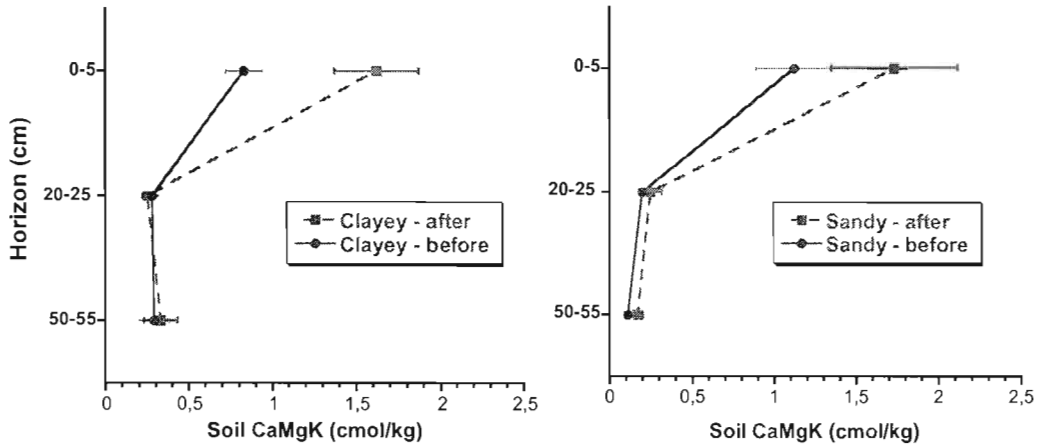
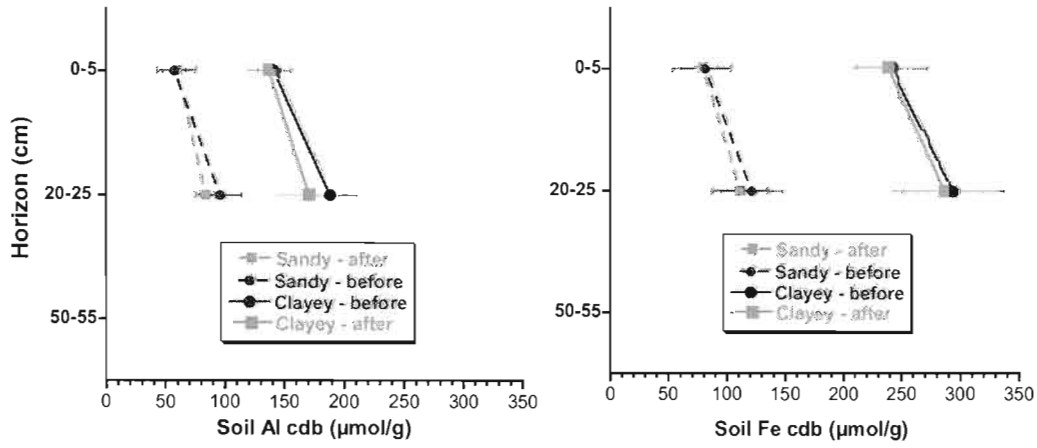



**Figure 8: Changes in soil $Fe_{cdb}$ and $Al_{cdb}$ in relation to depth upon deforestation and a 1-year cultivation period for two soil textures**



# CHAPITRE 4

# CONCLUSION GÉNÉRALE

## 4.1. Synthèse des résultats de l'étude

Ce projet de recherche avait pour objectif de caractériser les impacts du déboisement par brûlis et de la première année de culture sur les propriétés physico-chimiques et le Hg des sols, à l'échelle du Rio Tapajós. La force de l'étude résidait dans sa méthodologie particulière, consistant en un échantillonnage répété des mêmes sites, avant le brûlis ainsi qu'un an après, sur une distance de 150 km le long de la rivière Tapajós. Ce plan d'échantillonnage a permis une analyse précise de l'évolution des propriétés des sols de la région sur les plans temporel et régional. Dans le contexte de la transformation rapide du territoire s'opérant actuellement dans la région, ce projet s'intéressait d'une manière plus globale à la réponse des sols amazoniens à la perturbation accompagnant l'avancée des fronts de colonisation de l'Amazonie.

Nous nous sommes d'abord penchés, avec le premier article, sur les effets du brûlis sur la fertilité du sol, pour ensuite nous concentrer sur le cas particulier de la dynamique de Hg. Nos résultats indiquent que le déboisement par brûlis a des impacts rapides sur la fertilité et le Hg des sols du Tapajós. En effet, moins d'un an après la perturbation, nous avons observé des changements significatifs pour plusieurs des propriétés édaphiques étudiées. Par exemple, les modifications de la structure et de la texture à la surface du sol, illustrées par une hausse de la densité et par la perte de près de 25 % de particules fines du sol à l'horizon 0-5 cm sont

frappantes, surtout en constatant qu'elles surviennent très rapidement après le déboisement. Aussi, un changement dans la dynamique des nutriments est déjà visible après la première année de culture. Bien qu'une hausse de cations basiques et de certaines formes de phosphore soit survenue à la suite du brûlis, un lessivage de l'azote disponible et du potassium s'est aussi produit. Enfin, même si aucune variation des niveaux de Hg totaux n'a été observée dans les sols fraîchement déboisés, des signes de mobilité du contaminant existent déjà un an après le brûlis, ce qui suggère qu'une éventuelle perte surviendra dans des stades ultérieurs de l'utilisation de la terre. Les changements survenus dans la période immédiate après le brûlis n'augurent rien de bon pour les années qui suivront, car le sol dénudé sera exposé à des perturbations répétées (précipitations, cultures, etc.), ce qui pourraient accentuer les effets déjà observés.

En poursuivant les travaux initiés par les équipes de Roulet (Roulet *et al.*, 1998, 1999, 2000) et de Farella (Farella, 2005; Farella *et al.,* 2006, 2007), cette étude contribue à dénoncer le caractère peu viable à moyen ou à long terme du modèle agricole actuellement privilégié en Amazonie. Avec l'expansion agricole (Margulis, 2004) et l'augmentation des coupes forestières au cours des dernières décennies (Laurance, 1999), force est de constater qu'en ne modifiant pas les stratégies de développement de la région, la dégradation des sols s'accentuera encore au cours des prochaines années. De plus, cette étude, mettant en évidence les impacts de la conversion de la forêt en terres agricoles au plan régional, attire l'attention sur les risques subséquents pour la qualité des écosystèmes aquatiques et la santé humaine. Globalement, intégrés avec ceux des trois autres volets du projet Caruso (santé et qualité de vie des populations, écotoxicologie aquatique et pêches, réseaux sociaux et communicationnels), les résultats de cette étude permettent de comprendre dans son ensemble la problématique de Hg en Amazonie et constituent un point de départ pour le développement de recommandations pour des alternatives qui diminueront les risques pour les écosystèmes et la santé humaine.

## 4.2. Limites de l'étude et ouverture pour de futurs travaux

Compte tenu de la complexité de la problématique de Hg, et considérant les différentes contraintes du projet, il a été impossible dans ce projet d'aborder la question sous tous ses angles. Les multiples dimensions de la problématique sont très complexes et la courte durée du projet nous a obligés à adopter une approche plus ciblée. L'étude, qui a donc été centrée sur les aspects pédologiques et physico-chimiques, s'est cependant appuyée sur les travaux des autres membres du projet Caruso qui travaillaient sur l'alimentation, les relations entre le Hg et le sélénium, la qualité de vie des populations, les réseaux sociaux et de communications, ainsi que les poissons et les pratiques de pêches. Ce partage d'idées et de connaissances a été une des forces de ce projet interdisciplinaire. Cependant, les aspects sociologiques, anthropologiques, politiques et économiques de la problématique de déboisement et des activités agricoles en Amazonie n'ont toutefois été que légèrement abordés dans certains volets du projet. Ces dimensions devraient prendre une plus grande place au sein de futures études sur le sujet.

Toute recherche participative comporte également des défis qui, dans notre cas, ont mené à quelques difficultés au cours des terrains de recherche. Par exemple, dans certaines communautés, sur des lots déboisés, il a été difficile et même parfois impossible de retrouver les lieux exacts des échantillonnages du terrain précédent. En effet, malgré leur identification claire par les chercheurs et l'utilisation d'un GPS, les conditions du milieu, les variations du paysage après le brûlis, les fortes pluies ainsi que la participation parfois mitigée des riverains ont ajouté des difficultés à l'étude.

Enfin, malgré l'étude de plusieurs variables édaphiques pertinentes pour cette recherche, une compréhension plus complète de certaines dynamiques nécessiterait davantage d'analyses. Par exemple, après avoir observé que l'arrivée des cations lors de la première année suivant le brûlis a un effet au niveau du Hg des fractions du sol (plutôt que sur le Hg total du sol), il serait intéressant d'entreprendre de nouvelles analyses, plus pointues. Par exemple, l'étude des variations des teneurs en cations sur les fractions du sol pourrait être faite afin de pouvoir établir une relation directe avec les dynamiques des cations et de Hg sur les fractions. Aussi,

un fractionnement granulométrique plus fin, par exemple en isolant la véritable fraction argileuse du sol (< 0.04 μm), permettrait d'approfondir l'étude de la dynamique du Hg entre les fractions du sol.

Enfin, comme les sols sont des entités intrinsèquement très hétérogènes, nous avons souvent été aux prises avec une grande variabilité inter-réplicats. Pour diverses raisons, entre autres à cause des coûts analytiques élevés et pour des raisons de temps, nous avons toutefois dû nous limiter dans nos analyses. Ainsi, certaines variables (P, $Al_{cdb}$, $Fe_{cdb}$, la granulométrie et le Hg sur les fractions) n'ont pu être analysées que pour une carotte choisie au hasard parmi les trois réplicats de chaque site, pour les horizons 0-5 et 20-25 cm. Or, il serait nettement préférable, lors de prochaines études, de réaliser les analyses sur l'ensemble des carottes prélevées, et pour toutes les profondeurs.

## 4.3. Réflexions à la suite de l'étude

Malgré le manque de connaissances du public relativement à cette problématique, les enjeux liés à l'exposition au Hg (contamination des cours d'eau et de la chaîne alimentaire et risques pour la santé humaine) comptent parmi les raisons majeures pour lesquelles il est important de réduire le déboisement de nouvelles surfaces forestières (Farella, 2005). Diverses solutions causant une moins grande perturbation pour les sols ont déjà été proposées comme alternatives au brûlis. Par exemple, il pourrait être possible, après les coupes, de laisser la biomasse végétale sur le sol afin lui assurer une meilleure protection (Denich *et al.*, 2001; Vielhauer *et al.*, 2001). Un grand projet de recherche (autrefois Shift Capoeira, maintenant Tipitamba) concernant cette technique est en cours au Brésil (Kato, 2003). Certaines communautés ont également déjà recours à une variante de cette pratique. Par exemple, des agriculteurs vivant au pied des Andes (où il n'y a pas de saison sèche) laissent la biomasse végétale se décomposer lentement sur le sol après déboisement. Le sol n'est donc pas soumis au choc brutal causé par le brûlis (Thibaudeau-Robitaille, 1997). De même, les résultats de notre étude pourraient également être utilisés pour créer des projets pilotes d'agriculture favorisant des pratiques plus adaptées au milieu.

En montrant la rapidité des changements qui surviennent dans la fertilité des sols, cette étude contribue donc à donner plus de poids aux propositions visant à développer des modèles d'agriculture plus durables et à trouver des solutions appropriées aux réalités des communautés. Grâce à sa dimension régionale illustrant la prédominance de l'importance de la nature du sol sur la situation géographique des sites échantillonnés, les tendances trouvées dans cette étude peuvent êtres généralisées à d'autres communautés amazoniennes existant dans des conditions environnementales et ayant des pratiques agricoles similaires.

Cette étude, soulignant les impacts d'une des toutes premières étapes de la transformation du territoire, met en évidence la nécessité d'agir en amont et d'aborder le problème à sa source en redéfinissant les directions que prendra le développement de la région afin de réduire la perte de fertilité et la dégradation des sols et les effets sur la santé qui s'ensuivent. En effet, le problème ne réside pas seulement dans l'acte de déboiser. Il est profondément enraciné dans cette logique de domination du territoire ainsi que dans l'abandon des communautés amazoniennes au profit des grands producteurs et des mégaprojets de développement.

### 4.4. Quelques pistes pour une Amazonie plus viable

Le Brésil, et particulièrement l'Amazonie, est au cœur d'un conflit opposant protection de l'environnement et développement régional (Fearnside, 2003). Il est toutefois urgent de se questionner sérieusement sur le développement de stratégies plus viables dans le domaine de l'agriculture et de l'exploitation du territoire en Amazonie (Farella, 2005), car l'amélioration de la santé des écosystèmes et des populations humaines passe par la viabilité des systèmes agricoles et par la préservation d'un environnement sain. Après avoir exploré les impacts du déboisement par brûlis sur les caractéristiques et les teneurs en Hg des sols amazoniens, il apparaît clair que le problème agricole amène des défis de taille, et que ses solutions sont ensevelies sous de nombreux dilemmes.

Une lueur d'espoir est toutefois perceptible pour l'Amazonie, car quelques pas vers un développement soutenable et une gestion plus intégrée du territoire commencent à être faits (Giroux et Soumis, 2000). Cette section expose quelques pistes de réflexion pour l'élaboration d'alternatives favorisant des pratiques agricoles qui seraient plus viables pour les communautés et l'environnement amazoniens.

### *4.4.1. Soutien à l'agriculture familiale et aux communautés rurales*

Au Brésil, 85 % des 4,8 millions d'exploitations agricoles sont des fermes familiales de moins de 100 ha (Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2001). L'agriculture familiale, malgré le fait qu'elle représente plus de 38 % de la valeur brute de la production agricole et de l'élevage au pays, n'a jamais été une priorité dans les programmes gouvernementaux. Il est en effet évident que les crédits ruraux et l'assistance technique dont bénéficient enfin cette partie importante de la société brésilienne sont toujours largement insuffisants. Malgré la création du PRONAF (*Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar*), visant à soutenir l'agriculture familiale par des incitatifs économiques et par de l'aide financière et technique (MPOG, 2001), l'aide à l'agriculture familiale laisse toujours à désirer.

L'agriculture telle que pratiquée actuellement sur la plupart des fermes familiales est relativement peu diversifiée. En plus d'épuiser rapidement les sols et d'être peu productive à long terme (Nye et Greenland, 1964), elle procure aux agriculteurs un accès au marché très limité. Or, face aux changements qui s'opéreront dans les dynamiques des sols en réponse aux transformations accélérées du territoire, il serait judicieux de favoriser l'adoption de systèmes alternatifs, de valoriser la production agricoles des petites fermes (GTI, 2006) et d'orienter les incitatifs financiers vers l'agriculture familiale plutôt que vers les grandes exploitations (Margulis, 2004).

Par exemple, avec leurs nombreux avantages aux plans humain et environnemental, des systèmes tels que l'agroforesterie et la rotation de cultures amènent une diversification de l'alimentation et un meilleur contrôle des nuisances, tout en limitant l'érosion et en

augmentant l'apport de matière organique et de nutriments (Alfaia *et al.*, 2004; Embrapa 2004). Une diversification de l'agriculture contribuerait également à une augmentation des revenus (Perz, 2004) et à une plus grande sécurité alimentaire (Ministério do Meio Ambiente, 2002) pour les petits producteurs de l'Amazonie.

### *4.4.2. Prise en compte des caractéristiques du milieu naturel et humain*

Il existe en Amazonie une mosaïque de paysages, de modes de vie et d'usages du territoire. D'un point de vue strictement économique, avec ses terres arables ainsi que ses ressources forestières et minières, il est vrai que l'Amazonie représente un formidable réservoir exploitable (Margulis, 2004). D'ailleurs, comme le souligne l'*Instituto de Pesquisas da Amazônia* (IPAM, 2005), certains types de déboisement peuvent être acceptables afin de permettre le développement économique de la région. Cependant, comme l'affirme le chercheur Philip Fearnside (1997), « toutes les stratégies pour un usage durable de la forêt amazonienne doivent prendre en considération la capacité de support du milieu ».

Il est possible de prendre en compte les caractéristiques naturelles du milieu en privilégiant des programmes adaptés aux réalités environnementales locales et par un système de zonage écologique-économique (ZEE) (GTI, 2006). En effet, certains endroits peuvent adéquatement être utilisés pour l'agriculture ou l'élevage, et d'autres devraient bénéficier de mesures de conservation (MPOG, 2001). Des efforts favorisant le maintien de la forêt sur des sols peu productifs sous systèmes agricoles sont essentiels à une stratégie durable de développement (Nepstad *et al.*, 2006). À ce sujet, au cours de son premier mandat, le gouvernement Lula da Silva a favorisé la création de 8 millions d'hectares de nouvelles zones de conservation situés le long de la route Santarém-Cuiabá afin de diminuer le taux de déforestation en Amazonie et pour tenter de contenir la progression incontrôlée de l'agriculture dans la région (Angelo, 2006; GTI, 2006). Nous savons que l'existence d'aires protégées, même sur papier, a un effet d'inhibition sur la spéculation foncière et la poussée du front pionnier (Fearnside, 2003).

En plus des considérations environnementales, comme la réalité de l'agriculture familiale est plus hétérogène qu'elle ne semble l'être (Picard, 1998), les réalités culturelles, sociales,

politiques, économiques, ainsi que les différences de genre, d'éducation, de réseaux sociaux, d'alimentation et les pratiques diverses dans les communautés doivent être prises en compte dans l'élaboration des nouvelles stratégies de développement (Farella, 2005) afin de parvenir à un compromis satisfaisant pour la majorité (Wells et McShane, 2004). Ainsi, les programmes d'aide et de développement devraient aborder les problématiques d'une manière systémique et prendre en compte les spécificités écologiques des milieux ainsi que les réalités locales (Farella, 2005; Picard, 1998). Les agriculteurs s'organisent et prennent des décisions à l'intérieur de contextes culturels, économiques, politiques et sociaux particuliers (Favero, 1997) et sont souvent confrontés à plusieurs contraintes (besoin de subsistance, fluctuation du marché, risque de perturbation environnementale) qui déterminent les choix de leurs pratiques agricoles (Scatena *et al.*, 1996). Les facteurs influençant les choix des pratiques agricoles devraient donc également être intégrés dans les travaux relatifs au développement de l'Amazonie (Farella, 2005).

## 4.5. Dernières considérations : les dilemmes du développement en Amazonie

Selon le site du ministère de l'Agriculture brésilien, le Brésil compte 388 millions d'hectares de terres ayant une bonne fertilité et pouvant être utilisés pour fins agricoles, dont 90 millions d'hectares n'ont toujours pas été mis en culture (MAPA, 2006). De plus, le Brésil est le pays regroupant les conditions les plus favorables à l'expansion agricole (Embrapa, 2004). Dans ce contexte, il apparaît donc clair que le rythme de la déforestation en Amazonie, avec toutes ses conséquences, est en croissance. Au cœur de cette réalité, en plus d'être confrontés aux impératifs quotidiens de subsistance, des millions de petits agriculteurs amazoniens sont coincés entre les pressions des multinationales agricoles, des grands propriétaires terriens, des décideurs publics et des groupes environnementaux. Les petits agriculteurs, souvent laissés pour compte dans le système actuel de colonisation du territoire, ont une marge de manœuvre très limitée et n'ont souvent d'autre choix que d'empiéter sur la forêt pour assurer leur survie, contribuant ainsi à la déforestation. Ces derniers, occupant une place grandissante au sein de la problématique, sont également paradoxalement la plupart du temps les plus directement affectés par les conséquences du déboisement.

La découverte récente de la relation entre le déboisement et la contamination des cours d'eau par le Hg constitue donc un levier pour une exploration plus poussée de nouvelles avenues pour le développement de l'Amazonie. Les enjeux liés aux activités agricoles et au développement du territoire amazonien sont complexes et divers groupes de recherche travaillent main dans la main avec différents secteurs de la société pour un développement plus durable de l'Amazonie. Ceux-ci jouent un rôle important dans le contexte de transformation accélérée du territoire car leurs recherches contribuent à une meilleure compréhension des processus qui sont en jeu et aident à la formulation de recommandations destinées aux décideurs publics. Cependant, une Amazonie viable, à la fois aux plans économique, social et environnemental, exige une réelle volonté ainsi qu'une vision à long terme de la part du gouvernement brésilien. Depuis sa seconde élection, le gouvernement Lula da Silva a mis ses priorités sur la croissance économique du Brésil. Reste à voir s'il saura conférer l'équilibre et assurer le développement de ce pays émergent tout en limitant les impacts sur l'environnement naturel et les habitants de l'une des régions les plus fascinantes de la planète.

## 4.6. Références


Alfaia, S. S., G. A. Ribeiro, A. D. Nobre, R. C. Luizão et F. J. Luizão. 2004. «Evaluation of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazônia». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 102, no 3, p. 409-414.

Angelo, C. 2006. «Desmatamento cai 30%, diz governo». Folha Online, 27 octobre. Consulté en décembre 2006 à : http://www1.folha.uol.com.br/folha/ciencia/ult306u15435.shtml

Denich, M., K. Vielhauer, T. D. A. Sá, W. L. Paul et L. G. Vlek. 2001. *Alternatives to slash-and-burn agriculture: a research approach for the development of a chop-and-mulch system*. Deutcher Tropentag-Conference on International Agricultural Research for Development (9-11 octobre, Bonn), Germany, 9 p.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2004. *Tecnologias de Produção de Soja. Região Central do Brasil 2005*. Sistemas de produção 6. Londrina (PR), Brésil, 239 p.

Farella, N, M. Lucotte, R. Davidson et S. Daigle. 2006. «Mercury release from deforested soils triggered by cation enrichment». *Science of the Total Environment*, no 368, p. 19-29.

Farella N, R. Davidson, M. Lucotte et S. Daigle. 2007. «Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 120, p. 449–462.

Favero, C. A. 1997. «Évolution de la dynamique socio-politique des agriculteurs et de leurs organisations dans les contextes de l'Aléna et du Mercosul : les cas du Québec (Canada) et du sud-ouest du Paraná (Brésil)». Thèse présentée comme exigence partielle du doctorat en sociologie, Montréal, Université du Québec à Montréal, 448 p.

Fearnside, P. M. 1997. «Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development». *Environmental Conservation,* no 24, p. 271-282.

Fearnside, P. M. 2003. «Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas». *World Development*, no 31, p. 757-779.

Giroux, D. et N. Soumis. 2000. *Développement anthropique et conservation de l'environnement en Amazonie brésilienne: description, analyse critique et étude de cas*. Note de Recherche 2, Montréal, UQAM, 55 p.

Grupo de Trabalho Tnterministerial. 2006. *Plano Amazônia Sustentável*. Versão final para consulta, Brasilia, Brésil, 101 p.

Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. 2005. *Notícia - BR-163*. Consulté en janvier 2007 à : http://www.ipam.org.br/web/imprensa/noticia.php?id=36

Kato, M. D. S. Andrade. 2003. *Tecnologias para melhoria dos sistemas de produção da agricultura familiar com base no manejo de capoeiras na Amazônia, com ênfase em alternativas ao uso de fogo.* Formulario de proposta « Rede Tipitamba ». Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), Brésil.

Laurance, W. F. 1999. «Reflections on the tropical deforestation crisis». *Biological Conservation,* no 91, p. 109-117.

Margulis, S. 2004. *Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon.* World Bank Working Paper no 22, Washington, D.C. 77 p.

McGrath, D., A., K. C. Smith, H. L. Gholz et F. de Assis Oliveira. 2001. «Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia». *Ecosystems*, vol. 4, p. 625-646.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento — Brasil. *Agronegócio Brasileiro: Uma Oportunidade de Investimentos.* Consulté en décembre 2006 à: http://www.agricultura.gov.br/

Ministério do Meio Ambiente — Brasil. 2002. *Construindo a Sustentabilidade: Lições Aprendidas no Programa Piloto de Apoio ao Monitoramento e Análise.* Série Textos para Discussão # 1. Brasilia, Brésil, 25 p.

Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão — Brasil. 2001. *Avança Brasil: PPA 2000-2003. Plano Plurianual.* Consulté en décembre 2006 à: http://www.abrasil.gov.br/

Nepstad, D., C. M. Stickler et O. T. Almeida. 2006. «Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation». *Conservation biology*, vol. 20, no 6, p. 1595-1603.

Nye, P. H. et D. J. Greenland. 1964. Changes in the soil after clearing tropical forest. Plant and Soil, vol. 21, no 1, p. 101-112.

Perz, Stephen, G. 2004. «Are Agricultural Production and Forest Conservation Compatible? Agricultural Diversity, Agricultural Incomes and Primary Forest Cover Among Small Farm Colonists in the Amazon». *World Development*, vol. 32, no 6, p. 957-977.

Picard, J. 1998. *Amazonie brésilienne: les marchands de rêves. Occupations de terre, rapports sociaux et développement.* Montréal. L'Harmattan.

Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Tran, I. Rheault, N. Farella, E. De Jesus Da Silva, J. Dezincourt, C. J. Sousa Passos, G. Santos Soares, J. R. D. Guimarães, D. Mergler et M. Amorim. 1998. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 223, p. 1-24.

Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C. J. Sousa Passos, E. de Jesus da Silva , P. Scavone de Andrade, D. Mergler et M. Amorim. 1999. «Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems». *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 112, p. 297-313.

Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, N. Farella, M. Courcelles, J.-R. Guimarães, D. Mergler et M. Amorim. 2000. «Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon». *Chemical Geology*, vol. 165, p. 243-266.

Scatena, F. N., R. T. Walker, A. K. O. Homma, A. J. de Conto, C. A. P. Ferreira, R. de Amorim Carvalho, A. C. P. N. da Rocha, A. I. Moreira dos Santos, et P. Mourão de Oliveira. 1996. «Cropping and fallowing sequences of small farms in the "terra firme" landscape of the Brazilian Amazon: a case study from Santarém, Pará». *Ecological Economics,* vol. 18, p. 29-40.

Thibaudeau-Robitaille, H. 1997. «Impacts de l'utilisation du territoire sur les propriétés édaphiques d'une ferme d'Amazonie équatorienne». Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 47 p.

Vielhauer, K., M. Denic, T. D. A. Sa., O. R. Kato, M. S. A. Kato, S. Brienza Jr. et P. L. G. Vlek. 2001. «Land-use in a mulch-based farming system of small holders in the Eastern Amazon». *Deutcher Tropentag, Conference on International Agricultural Research for Development.* (October 9-11, 2001, Bonn, Germany).

Wells, M. P. et T. O. McShane. 2004. «Integrating Protected Area Management with Local Needs and Aspirations». *Ambio*, vol. 33, no 8, p. 513-519.

## APPENDICE A - COLLECTE ET ANALYSE D'ÉCHANTILLONS

**Tableau 1 : Liste des communautés et des agriculteurs participants**

| Communauté | Agriculteur | Avant feu (2004) | Après feu (2005) |
|---|---|---|---|
| São Luiz do Tapajós (6 sites) | M. Lobo | Vielle jachère | Champs de manioc |
| | Caçula | Forêt primaire | Champs de riz |
| | Édio Lima | Forêt primaire | |
| | Salim | Forêt primaire | Champs de manioc |
| | Evilasio | Forêt primaire | Champs de manioc |
| | A. Baixinho | Forêt primaire | Champs de manioc |
| Nova Canãa (4 sites) | Neguinho | Forêt primaire | |
| | Mauro | Vielle jachère | Champs de manioc |
| | Venceslau | Vielle jachère | Champs de maïs, riz, manioc |
| | Modelo | Vielle jachère | Pâturage |
| Santo Antônio (4 sites) | Pombo | Forêt primaire | Champs de maïs, manioc |
| | F. Gomes | Forêt primaire | Champs de manioc |
| | D. Naldo | Forêt primaire | Champs de manioc |
| | Ma J (Naldo) | Forêt primaire | Champs de manioc |
| Mussum/Vista Alegre (5 sites) | Babaco | Forêt primaire | Champs de manioc et riz |
| | Cantor | Forêt primaire | |
| | Pureza | Vielle jachère | |
| | Aveiro | Forêt primaire | Champs de manioc et riz |
| | Socorro | Forêt primaire | Champs de manioc |
| | | | |
| Açaituba (7 sites) | Sapucaia | Forêt primaire | Champs |
| | R. Gomes | Forêt primaire | Champs de maïs et de manioc |
| | Chico preto | Forêt primaire | Champs de maïs et de riz |
| | Kim | Forêt primaire | |
| | J. Domiciano | Forêt primaire | Champs manioc, maïs, fèves |
| | F. Barreto | Forêt primaire | Champs de manioc |
| | Elias | Forêt primaire | Champs de riz |
| **Total pour les 5 communautés étudiées** | | **26 forêts** | **21 champs agricoles** |

Sites non échantillonnés en 2005

**Tableau 2 : Méthodes d'analyses de laboratoire**

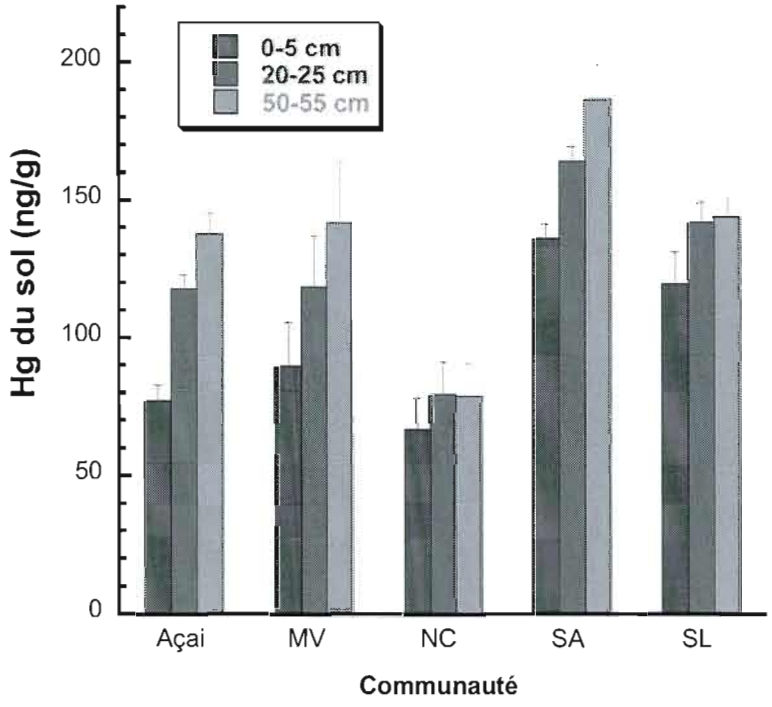
| Analyse | Méthode | Quantité requise | % analysé | Condition du sol |
|---|---|---|---|---|
| Densité du sol | Par pesée et volume | 100 $cm^3$ | 100% | Séché |
| Azote disponible ($NO_3$ et $NH_4$) | Extraction au KCl 2M Mesuré par colorimétrie (TRAACS) [4] | 1 g | 100% | Humide (congelé) |
| Fractions Granulométriques | Tamisage humide ≤ 63 µm, 63-210 µm 210 µm-2 mm [1] | 5 g | 1 carotte sur 3 | Séché et non traité |
| Mercure granulométrie | Extraction: HNO3 /HCl Mesuré par fluorescence atomique [5] | 0.250 g | 1 carotte sur 3 | Séché et non traité |
| Mercure total | Extraction: HNO3 /HCl Mesuré par fluorescence atomique | 0,250 g | 100% | Séché, tamisé 2 mm Lyophilisé, percuté |
| pH ($H_2O$) | Dilution $H_2O$ (1 éch : 4 eau) Mesuré au pH mètre | 7 à 10 g | 100% | Séché, tamisé 2 mm Lyophilisé, percuté |
| pH ($CaCl_2$) | Dilution $CaCl_2$ (1 éch : 4 eau) Mesuré au pH mètre | 7 à 10 g | 100% | Séché, tamisé 2 mm Lyophilisé, percuté |
| Cations Échangeables (Ca, Mg, K, Al, Fe) | Extraction au $BaCl_2$ Mesuré par absorption atomique [2] | 3 g | 100% | Séché, tamisé 2 mm Lyophilisé, percuté |
| C et N totaux | Carlo-Erba NC 2500[7] | 0,005 à 0.010 g | 100% | Séché, tamisé 2 mm Lyophilisé, percuté |
| $P_{ex}$, $P_{cdb}$, $P_{org}$, $P_{apa}$ | Extraction séquentielle Mesuré par colorimétrie (TRAACS) [3] | 0.125 g | 1 carotte sur 3 | Séché, tamisé 2 mm Lyophilisé, percuté |
| $Fe_{cdb}$ et $Al_{cdb}$ | Extraction séquentielle Mesuré par absorption atomique [3] | (0,125 g) Même que pour P | 1 carotte sur 3 | Séché, tamisé 2 mm Lyophilisé, percuté |
| **Quantité totale de sol utilisée pour toutes les analyses (pour un échantillon de sol)** | | **+/- 3 g** | **Humide** | |
| | | **+/- 30 g** | **Séché, tamisé, lyophilisé, percuté** | |
| | | **5.5 g** | **Granulométrie (Séché, non traité)** | |

[6] Tableau adapté du guide de méthodologie pour analyses de sols amazoniens (Rheault *et al.*, 2007)

## APPENDICE B - VARIABILITÉ RÉGIONALE

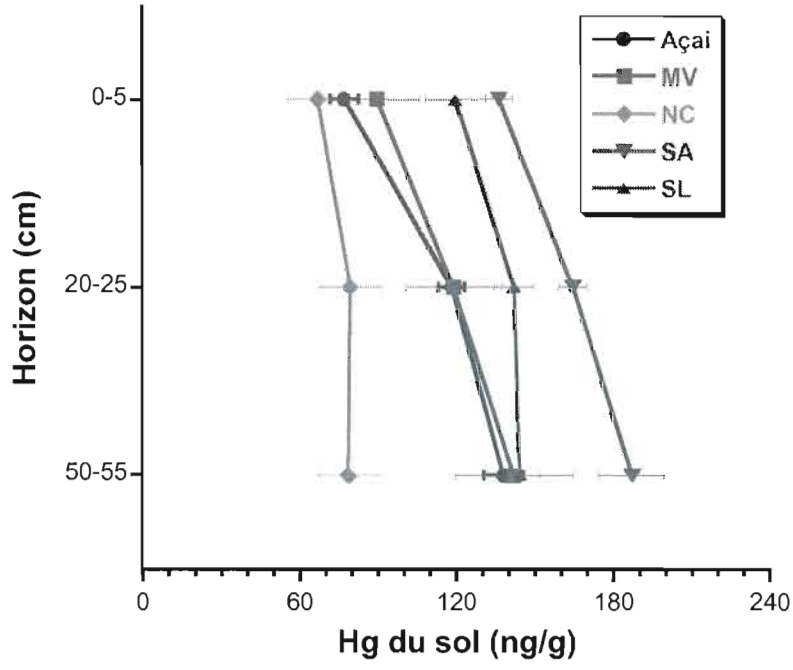
Nos résultats montrent qu'il existe une grande variation entre les niveaux initiaux de Hg entre les 5 communautés étudiées. Par exemple, Santo Antônio (SA) est la communauté la plus riche en Hg tandis que Nova Canãa (NC) est la plus pauvre en Hg. Ces deux communautés ont une dominance de sols argileux, mais NC est cependant caractérisée par plusieurs vieilles jachères. Mussum/Vista Alegre (MVA), Açaituba (Açai) et São Luiz (SL) ont des niveaux de Hg similaires, assez bas, et ces communautés ont des sols mi-argileux et mi-sablonneux. La Figure 1 présente les teneurs en Hg par communauté en mettant l'accent sur les variations du mercure entre les profondeurs du sol pour une communauté donnée. On peut voir qu'il y a systématiquement moins de Hg à la surface du sol, pour chaque communauté, indépendamment de la texture dominante dans une communauté donnée. Cette figure ne fait pas cependant la distinction entre les types de sols.

**Figure 1 : Variations de Hg du sol entre les communautés étudiées à l'état initial**



La Figure 2 est une autre représentation des différences entre les teneurs en Hg dans le profil du sol pour chaque communauté. La figure fait ressortir les variations entre l'évolution de Hg dans le profil de chaque communauté. Même si, pour les cinq endroits étudiés, les valeurs minimales de Hg sont toujours observées à la surface du sol, on observe que les concentrations du contaminant dans le sol évoluent différemment dans le profil selon les communautés.

**Figure 2 : Variation de Hg dans le profil des sols par communauté étudiée**




La comparaison des niveaux initiaux de Hg entre les communautés suggère que ces derniers ne suivaient pas un schéma géographique particulier. De plus, une importante variation texturale existe dans les communautés étudiées, et cette dernière est plus importante à l'intérieur même d'une communauté qu'entre les communautés. En effet, l'hétérogénéité du

sol semblait plutôt prédominer sur les variations inter-communautés, comme l'indiquent les analyses hiérarchiques effectuées avec les valeurs de Hg. Par exemple, indépendamment de la condition du site (avant ou après brûlis), à la surface du sol, 64 % de la variabilité totale de Hg était attribuée aux sites, tandis que seulement 26 % était liée aux communautés. Le 10 % restant était lié à la variabilité inter-replicats (Tableau 3).

**Tableau 3: Distribution de la variabilité de Hg dans les sites forestiers**

| Horizon (cm) | Niveau hiérarchique | Distribution de la variabilité de Hg (%) | |
|---|---|---|---|
| | | Avant brûlis | Après brûlis |
| 0-5 | Communauté | 30 | 21 |
| | Site | 61 | 67 |
| | Réplicat | 9 | 12 |
| 20-25 | Communauté | 43 | 31 |
| | Site | 48 | 62 |
| | Réplicat | 9 | 7 |
| 50-55 | Communauté | 41 | 37 |
| | Site | 43 | 47 |
| | Réplicat | 16 | 16 |

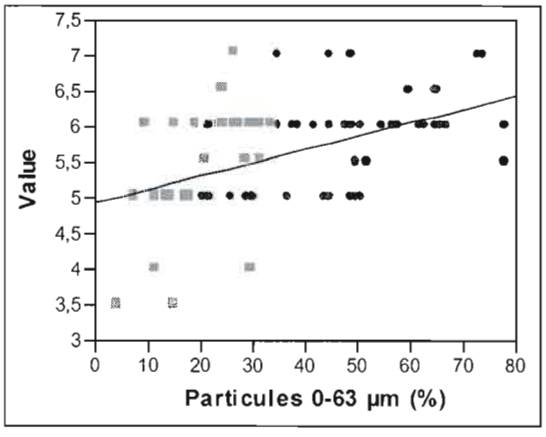
La prépondérance de la variabilité inter-site nous a donc amené à effectuer des analyses basées sur la texture des sites plutôt que sur les communautés. Afin de trouver une classification adéquate pour discriminer nos échantillons selon la texture, une procédure précise a été adoptée. Celle-ci est décrite dans l'appendice C.

## APPENDICE C - MÉTHODE DE CLASSIFICATION TEXTURALE

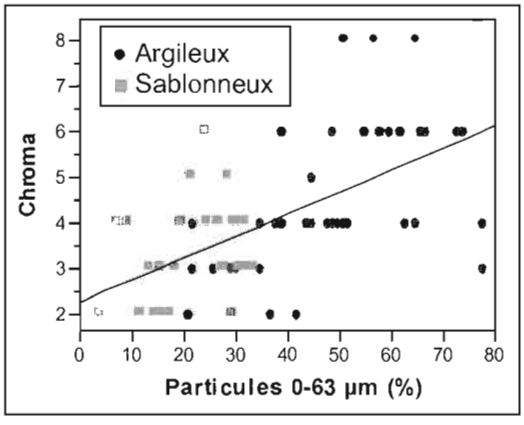
D'abord, une classification des sols selon leur couleur a été effectuée à l'aide de la Charte Munsell, afin de déterminer si une discrimination basée sur ce paramètre était possible. La plupart des échantillons étaient des sols jaune-rouge, classifiés dans la page 10 YR de la charte. Tous les échantillons ont été classés dans les pages 2.5 Y, 10 YR et 7.5 YR, avec des couleurs allant du jaune pâle au brun-rouge. Les valeurs de "chroma" (représentant la vivacité de la couleur) allaient de 4 jusqu'à 8 (des couleurs relativement vives) et les "values" (représentant l'obscurité du sol) étaient pour la plupart de 2 à 5 (assez pâles). Cependant, en raison d'une grande variété de nuances, aucun patron particulier permettant une discrimination des échantillons selon la couleur n'a été observé.

Il a toutefois quand même été intéressant de constater que les sols ayant des couleurs plus vives et plus pâles avaient généralement une plus grande quantité de particules fines, sans toutefois en faire une tendance permettant une classification selon ces paramètres (Figure 3).

**Figure 3 : Relation entre le % de pf (0-63µm) et les valeurs de values et de chroma**




$R^2 = 0.21$, $p<0.0001$, $n=68$




$R^2 = 0.35$, $p<0.0001$, $n = 68$

Nous avons ensuite tenté de trouver un seuil de classification satisfaisant dans la littérature, mais comme les diamètres de discrimination de nos trois fractions (0-63 µm, 63-210 µm et 210 µm-2 mm) n'étaient pas les même que ceux utilisés par les principaux systèmes de classification, nous avons procédé à l'élaboration de notre propre système, en tenant compte des signatures physico-chimiques de nos échantillons selon le pourcentage de particules fines qu'ils contenaient.

Une première division de nos échantillons a été faite en séparant simplement ces derniers selon la médiane de particules fines de l'horizon 20-25 cm des sols forestiers, afin d'obtenir deux sous-groupes égaux : un groupe plus sablonneux et l'autre plus argileux. Cet horizon a été sélectionné pour classification car il risquait d'être moins affecté par les précipitations et autres perturbations locales que l'horizon de surface. La médiane du contenu en particules fines de l'horizon 20-25 cm était 39 %. Nous avons ensuite réalisé une analyse discriminante avec les quatre groupes qui ont été créés (sable-avant feu, argile-avant feu, sable-après feu, argile-après feu) afin de déterminer si la signature physico-chimique de nos échantillons correspondait à ces groupes. Nous avons effectué plusieurs tests avec différents seuils de classification autour de la médiane de particules fines, soit 30, 35 et 40 % de particules fines. Les groupes d'échantillons formés avec un seuil de 30 % ou de 40 % de particules fines étaient très hétérogènes dans leurs propriétés globales, suggérant que ce seuil de classification était inadéquat. En raison de la plus grande homogénéité des groupes d'échantillons qui en résultaient et parce qu'il avait un niveau de variables discriminantes assez élevé, le seuil de 35 % de particules fines a été adopté car il semblait représenter le mieux des groupes distincts d'échantillons.

Dans son étude réalisée dans des fermes riveraines du Tapajós, Farella (2005) a élaboré d'une manière similaire son propre seuil de classification, basé sur la signature physico-chimique des sols étudiés. Cependant, ces sites d'échantillonnages étaient plus riches en particules fines que la moyenne régionale, et le seuil de classification qu'elle a adopté (65 % de particules fines) était inadéquat pour nos données; il créait des groupes d'échantillons clairement hétérogènes. De plus, contrairement à Farella (2005), qui a élaboré sa classification à partir de sites se trouvant dans un rayon assez limité (quelques km de

distances), notre système, basé sur les propriétés de sols collectés dans un territoire relativement grand le long de la rivière Tapajós, est probablement plus représentatif de l'ensemble de la variabilité pédologique existant à l'échelle globale. Le Tableau 4 résume la distribution de nos sites échantillons par communauté, selon le système de classification adopté.

**Tableau 4: Texture des sites étudiés par communauté**

| **Communauté** | **Sites argileux** | # | **Sites sablonneux** | # |
|---|---|---|---|---|
| SL | Caçula, Baixinho, Evilasio | 3 | M. Lobo, Salim | 2 |
| NC | Modelo, Lidio, Mauro | 3 | Venceslau | 1 |
| SA | F. Gomes, Pombo, D. Naldo, J. Naldo | 4 | | 0 |
| MV | Babaco | 1 | Aveiro, Socorro | 2 |
| Açai | Barreto, Domiciano, Chico Preto | 3 | R.Gomes, Elias, Sapucaia | 3 |
| **Total** | **13 sites** | | **8 sites** | |

Il existe globalement une prédominance de sites argileux dans la région étudiée, mais aucune tendance nord-sud liée à la texture ne semble exister. De plus, même si un certain gradient d'enrichissement en argile en allant de la rivière jusqu'aux colonies (plateaux) existait parfois dans certaines communautés, aucune tendance précise en ce sens n'a pu être observée.

## APPENDICE D - ANALYSES DE CORRESPONDANCES

Après une série d'analyses préliminaires, nous avons sélectionné les 18 variables les plus pertinentes devant servir à nos analyses de correspondance. D'abord, les cations basiques Ca, Mg et K ont été enlevés du modèle car ils ont été représentés dans les AC par une seule variable la somme des bases (CaMgK). Le C/N, qui est covariable avec le % C total et le % N total, de même que le bilan Hg ($ng/cm^3$), représentant le Hg total contenu dans un certain volume de sol en tenant en compte de sa densité (et donc covariable avec le Hg total (ng/g) et la densité), ont été enlevés dans le modèle. Enfin, comme ils influençaient peu le modèle et que leur présence ajoutait de la confusion aux figures, le pH, le Fe, l'Al, le % pm et le Hg-pm, ainsi que les paramètres de couleur du sol ont été enlevés des analyses.

Le Ttableau 5 résume les diverses valeurs Eigen ainsi que le pourcentage cumulatif de variance expliqué par chaque axe (obtenu en additionnant les valeurs Eigen des axes précédents), pour chaque analyse effectuée. De plus, le pourcentage de variance total des données expliqué par le modèle dans son entier (l'inertie) est également fourni.

**Tableau 5 : Valeurs Eigen, % cumulatif de variance et Inertie des AC**

| Horizon | Éch. | | Axe 1 | Axe 2 | Axe 3 | Axe 4 | Inertie |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **0-5 cm** | **Tous** | Valeurs Eigen | 0,130 | 0,023 | 0,012 | 0,008 | 0,190 |
| | | % cumulative | 69,8 | 82,4 | 88,7 | 93,1 | |
| **20-25 cm** | **Tous** | Valeurs Eigen | 0,100 | 0,016 | 0,014 | 0,005 | 0,140 |
| | | % cumulative | 69,9 | 81,4 | 91,5 | 94,8 | |

## APPENDICE E - CALCUL EFFET FERTILISATION DU BRÛLIS

(Ajout de cations*poids moléculaire*poids de 1 $m^2$ des 5 cm à la surface du sol)/100

- **Poids de 1 $m^2$ des 5 cm à la surface** = 100 cm * 100 cm * 5 cm = 50 000 $cm^3$
- On doit multiplier ce volume par la densité de nos sols non perturbés

Par exemple, dans notre étude :

Sous couvert forestier, pour les sols argileux : densité moyenne de 1.15 $g/cm^3$
Sous couvert forestier, pour les sols sablonneux : densité moyenne de 1.31 $g/cm^3$

Donc, 1 $m^2$ de l'horizon 0-5 cm des sols argileux pèse donc 57 500 g (57,5 kg)
Donc, 1 $m^2$ de l'horizon 0-5 cm des sols sablonneux pèse donc 65 500 g (65,5 kg)

- Ensuite, les **poids moléculaires** pour les éléments d'intérêt sont :

**K = 39,1 g/mol, Mg = 24,3 g/mol, Ca = 40,1 g/mol**

- Nous avons observé un ajout de cation à 0-5 cm après feu :

| Cation | Sols argileux | Sols sablonneux |
|---|---|---|
| K (cmol/kg) | 0,00 | 0,01 |
| Mg (cmol/kg) | 0,21 | 0,12 |
| Ca (cmol/kg) | 0,59 | 0,48 |

Donc, pour les **sols argileux**, on a l'effet de fertilisation suivant pour 0-5 cm:

K = (0,00 cmol/kg* 39,1 g/mol * 57, 5 $kg/m^2$)/100 = 0 $g/m^2$
Mg = (0,21 cmol/kg* 24,3 g/mol * 57, 5 $kg/m^2$)/100 = 2,93 $g/m^2$
Ca = (0,59 cmol/kg* 40,1 g/mol * 57, 5 $kg/m^2$)/100 = 13,60 $g/m^2$

Et pour les **sols sablonneux**, on a l'effet de fertilisation suivant pour 0-5 cm:

K = (0,01 cmol/kg* 39,1 g/mol * 65, 5 $kg/m^2$)/100 = 0,26 $g/m^2$
Mg = (0,12 cmol/kg* 24,3 g/mol * 65, 5 $kg/m^2$)/100 = 1,91 $g/m^2$
Ca = (0,48 cmol/kg* 40,1 g/mol * 65, 5 $kg/m^2$)/100 = 12,61 $g/m^2$

**Tableau 6 : Comparaison de l'effet de fertilisation avec deux études**

| Effet de fertilisation | Béliveau *et al.* 2007 | | Farella *et al.* 2006 | Matilainen *et al.* 2001 |
|---|---|---|---|---|
| | Clay soils | Sandy soils | Sandy | Sandy |
| K ($g/m^2$) | 0 | 0,26 | 3 | 14 |
| Mg ($g/m^2$) | 2,93 | 1,91 | 5 | 16 |
| Ca ($g/m^2$) | 13,6 | 12,61 | 88 | 26 |
| **CaMgK ($g/m^2$)** | **16,53** | **14,78** | **96** | **56** |

## Références


[1] Grandmont, É. 2001. *Analyse des teneurs en mercure sur différentes fractions granulométriques de sols amazoniens. Version révisée.* Activité de synthèse. Université du Québec à Montréal. Montréal. 13 p.

[2] Hendershot, W. H., H. Lalande et M. Duquette. 1993. «Ion exchange and exchangeable cations». Dans *Soil sampling and methods of analysis,* sous la direction de M. R. Carter, p.167-176. USA : Lewis Publishers

[3] Lucotte, M. et B. d'Anglejan. 1985. «A comparison of several methods for the determination of iron hydroxides and associated orthophosphates in estuarine particulate matter». *Chemical Geology*, vol. 48. p. 257-264.

[4] Maynard, D. G. et Y. P. Kalra. 1993. «Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen». *Dans Soil Sampling and Methods of Analysis*, sous la direction de M. R. Carter, p. 25-38. U.S.A.: Lewis Publishers.

[5] Pichet, P., K. Morrison, I. Rheault et A. Tremblay. 1999. «Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples». Dans *Mercury in the biogeochemical cycle* sous la direction de Marc Lucotte, C. Langlois et A. Tremblay, p. 41-52. Berlin : Springer.

[6] Rheault, I., S. Chen, A. Béliveau et C. Patry. 2007. *Guide d'échantillonnage et des méthodes analytiques utilisées pour les sols provenant du Brésil*. GEOTOP-UQAM. Université du Québec à Montréal, Montréal, 21 p.

[7] Verardo D. J, P. N. Froelich et A. McIntyre, 1990. «Determination of organic carbon and nitrogen in marine sediments using the Carlo-Erba NA-1500 analyzer». *Deep-Sea Res.*, vol. 37, no 1, p. 157-165.