

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

RESSOURCES HALIÉUTIQUES DU TAPAJÓS EN AMAZONIE BRÉSILIENNE :
UNE ÉTUDE ÉCOSYSTÉMIQUE RELIANT LES PRATIQUES DE PÊCHE, LES
CARACTÉRISTIQUES DES BASSINS VERSANTS ET LA CONTAMINATION AU
MERCURE

THÈSE
PRÉSENTÉE
COMME EXIGENCE PARTIELLE DU
DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

DELAINÉ SAMPAIO DA SILVA

FÉVRIER 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse 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.»

AVANT-PROPOS

Cette thèse de doctorat s'inscrit dans les travaux de recherche menés depuis 1994 dans la région du Rio Tapajós (Pará, Brésil) (Annexe A et B) et plus précisément dans la phase 3 du projet Caruso financé principalement par le CRDI (<http://www.idrc.ca>). La phase 1 de ce projet a été intitulée « Le mercure : évaluation de l'exposition et de la santé des populations amazoniennes » et la phase 2 « Exposition au mercure et approche écosystémique à la santé: construire des solutions avec les communautés ». De manière succincte et non-exhaustive, les recherches réalisées dans le cadre des phases précédentes ont :

- permis de mettre en évidence que les sols amazoniens sont naturellement très riches en mercure (Hg);
- conduit à la découverte que les activités humaines (déboisement, brûlis, orpaillage, etc.) favorisent la mobilisation du Hg vers les milieux aquatiques propices à la méthylation;
- favorisé une meilleure compréhension de la dynamique de ce métal dans l'environnement amazonien;
- contribué à l'identification des relations entre la consommation de poissons et les autres composantes du régime alimentaire sur l'exposition mercuriale ainsi que des altérations sur la santé des populations riveraines consommatrices de poissons à partir de seuils de contamination bien plus bas que ceux qui déclenchent les signes cliniques spécifiques à l'intoxication;
- également permis, par le biais d'une adaptation alimentaire, la diminution considérable (près de 40%) des niveaux de Hg chez des habitants du village de Brasilia Legal, tout en maintenant la consommation des produits de la pêche.

Ces découvertes ont été à l'origine de Caruso 3, intitulée « De l'échelle locale à l'échelle régionale : une recherche participative visant à comprendre les sources, la circulation et l'impact du Hg en Amazonie brésilienne afin de bâtir des solutions adaptées aux diversités des écosystèmes et des populations » (<http://www.unites.uqam.ca/gmf/caruso/caruso.htm>). Cette phase a été dirigée par les professeurs Robert Davidson, Jean-Rémy Guimarães, Marc Lucotte, Donna Mergler et Johanne Saint-Charles et menée sur le terrain par des étudiants

brésiliens et canadiens à la maîtrise et au doctorat. Elle était composée essentiellement de quatre volets de recherches touchant différents aspects de la problématique en question :

Le volet 1 « Alimentation, relations Hg-sélénium (Se) et qualité de vie »;

Le volet 2 « Analyse des réseaux sociaux et des communications »;

Le volet 3 « Poissons et pratiques de pêche »;

Le volet 4 « Pratiques agricoles, modes de vie et utilisation du territoire ».

Les exigences contemporaines amènent les environmentalistes d'aujourd'hui à développer une vision systémique des problèmes et à s'engager dans un processus de travail d'équipe multidisciplinaire de même qu'à s'ouvrir aux dimensions socio-économiques des questions qu'ils abordent. Nous reconnaissons d'ailleurs que dans le contexte de notre étude, l'exploitation des ressources halieutiques s'inspire du savoir-faire (aspects socioculturels) et des besoins (aspects économiques) des hommes et des femmes, des particularités des écosystèmes aquatiques et de la dynamique bio-écologique de l'ichtyofaune.

L'interdisciplinarité de la présente thèse a constitué un réel défi et l'exercice s'est avéré très enrichissant puisqu'il a permis l'exploration et l'analyse des thématiques variées liées à une problématique environnementale complexe. Alors que l'approche écosystémique constitue une voie prometteuse pour aborder les aspects de développement durable, nous avons voulu illustrer comment cette approche pouvait être appliquée dans le cadre des recherches doctorales en sciences de l'environnement, et plus particulièrement à la problématique de contamination au Hg en Amazonie (Figure A). Le titre et les objectifs de cette thèse ont évolué maintes fois depuis l'élaboration du projet initial de recherche et suite aux divers séjours sur le terrain. Le chronogramme résumant les activités réalisées sur le terrain figure sur le tableau A.

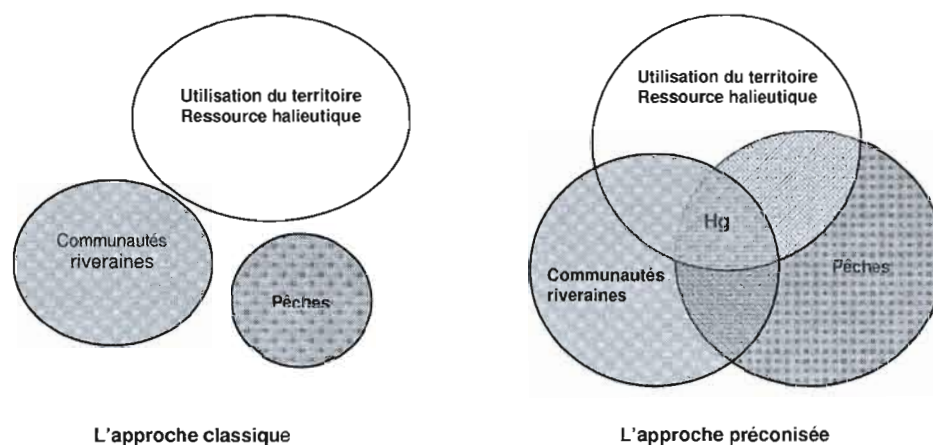


Figure A. L'approche classique par rapport à l'approche préconisée.

L'approche classique donne habituellement priorité aux questions économiques et aux projets communautaires au détriment de l'environnement. L'approche écosystémique accorde autant d'importance aux questions environnementales qu'aux facteurs économiques et aux questions communautaires.

Tableau A. Chronogramme et objectifs des activités réalisées sur le terrain.

Périodes	Activités	Objectifs
Janvier 2003	Terrain exploratoire (1)	Reconnaître le milieu biophysique et humain de la région à l'étude
Avril 2003	Sélection des communautés (1)	Identifier des communautés répondant aux critères de sélection de tous les membres du projet Caruso
Juin 2003	Premier atelier régional (1)	Réunir et discuter avec les autorités locales et ONGs
Juin 2003	Deuxième atelier régional (1) et (2)	Réunir et discuter avec les leaders communautaires, visiter les principaux sites de pêche de la région d'étude
Juillet-Août 2003	Premier terrain (1) et (2)	Échantillonner l'eau, MPS, poissons et gonades, réaliser le recensement dans les villages et appliquer les questionnaires sur les pratiques de pêche
Octobre-Novembre 2004	Deuxième terrain et atelier de travail (1) et (2)	Remettre les résultats des terrains précédents, discuter avec les villageois et réaliser un deuxième échantillonnage de MPS et poissons
Janvier-Avril 2005	Élaboration et impression de la bande dessinée avec les résultats généraux du projet (1) et (2)	Produire un document de diffusion des résultats de recherche dans un langage accessible aux populations riveraines
Juin-Juillet 2005	Dernier atelier de travail (1)	Réaliser plusieurs ateliers de travail dans les diverses communautés en vue de remettre les résultats et de distribuer les bandes dessinées

(1) activité réalisée de concert avec d'autres membres du Projet Caruso et (2) activité réalisée dans le cadre de la présente thèse.

Au départ, la présente thèse était construite avec l'objectif d'étudier les sources et le devenir du Hg dans les écosystèmes aquatiques. Avec l'avancement de la recherche, l'approche préconisée a permis d'aborder la problématique à l'étude sous différents angles (sociologique, historique, environnemental, géographique, écologique et ichtyologique). Ainsi, cette thèse aborde différentes facettes de la problématique du Hg en Amazonie et ce, dans un contexte régional à l'échelle du bassin du rio Tapajós. Elle est présentée en cinq chapitres qui seront présentés dans l'introduction générale. Tous les chapitres ont été rédigés sous la forme d'articles scientifiques à soumettre dans des périodiques avec révision par les pairs. Vu que ces articles sont tous multi-auteurs, il est important de souligner ici que je suis première auteure dans chacun d'entre eux. De manière précise, je suis responsable de l'élaboration du projet de recherche, la cueillette de données, du traitement en laboratoire, du traitement des données, de leur interprétation et de la rédaction des articles. Il est également à souligner l'important soutien de M. Serge Paquet dans le choix du traitement statistique appliqué.

REMERCIEMENTS

Cette thèse ne serait bien sûr rien sans les riverains et riveraines du rio Tapajós et plus spécialement sans l'aide de Neguinho, Boca et Dona Efigênia à São Luiz, de Ronaldo et famille à Nova Canãa, de Seu Florêncio et famille à Santo Antonio, de Seu Bébéu et famille à Restinga, Seu Jaime, Dona Estrela et Dona Maria, la Présidente de Mussum et finalement Seu Floriano et familia et Seu Elias à Açaituba. Au-delà du temps qu'ils m'ont consacré et de leur dévouement dans les travaux sur le terrain, c'est leur amitié et leur accueil que je voudrais saluer. Merci aussi à l'équipage du Barão do Mar spécialement à Seu Pereira, Seu Edinaldo, Meireiles, Dona Mary et Dona Conce. Grâce à vous les séjours sur le terrain sont presque devenus de vraies vacances...

Pour votre collaboration dans la collecte des données sur le terrain, merci à Marilena, Laudecy et Marilane. Je voudrais également remercier Hugo Poirier qui a eu un rôle clé dans l'organisation et exécution des terrains réalisés en 2003 et en 2004 et à qui je tiens à exprimer ma profonde estime. En ce qui concerne le laboratoire, un grand merci à Isabelle Rheault, à Marie-Andrée Gagnon et à Gabrielle Normand. Votre collaboration minutieuse dans les analyses de Hg, MeHg, Se et isotopes stables a été indispensable à l'achèvement de cette étape de la thèse. Un clin d'œil spécial à Marc Roulet, disparu aujourd'hui, en souvenir des beaux moments sur le terrain et à Montréal, et de ton encouragement.

Je tiens à remercier tous ceux et celles qui ont accompagné de près ou de loin mes réflexions au long de ces nombreuses années : Nicolina Farella, Robert Davidson, Ana Amélia Boschio, Jean-Rémy Guimarães, Sebastian Weissenberger, Mélanie Lemire, Johanne Saint-Charles, Donna Mergler, Frédéric Mertens, Annie Béliveau ... et les nombreux autres. Nos fructueuses discussions et la diversité de vos regards se retrouvent certainement dans cette thèse.

Au-dessous de la ligne de l'Équateur, je remercie aussi ma famille qui était malheureusement trop éloignée... *muitissimo obrigada! Valeu pela força e pela torcida! Obrigada à minha mãe pelas tuas orações, pensamentos e pela tua devoção. Um agradecimento especial ao*

meu irmão e irmãs. Obrigada ao meu pai... Obrigada também à Carlos José S. Passos (mon coéquipier) pelo companheirismo durante todos esses anos. J'espère que nos chemins vont se recroiser un jour!

Une pensée très forte à Myriam Fillion et à Renata Pinheiro pour votre soutien dans un moment crucial de mon cheminement. Non, je ne t'oublie pas Serge Paquet... merci infiniment pour ta collaboration à chacun des chapitres de cette thèse. Tes connaissances et ta pédagogie m'ont grandement aidé! Je tiens également à adresser mes très sincères remerciements aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail : Dolors Planas (Université de Québec à Montréal), Céline Surette (Université de Moncton, Nouveau Brunswick) et Marc Babut (CEMAGREF, Lyon).

Dans la satisfaction qui vient avec l'achèvement d'un travail de longue haleine, la joie de parvenir près d'un but fixé, ajusté et re-fixé depuis longtemps, efface le souvenir des difficultés rencontrées et c'est un très heureux constat. Seul le résultat importe, si modeste soit-il. Et pourtant, cet achèvement pourrait n'être qu'un début. Ces quelques années vécues entre l'Amazonie et le Québec resteront à jamais dans ma mémoire comme parmi les plus belles années de ma vie. C'est donc avec beaucoup de sincérité que je remercie tous ceux et celles qui ont fait partie de ce bref instant d'une vie. La réalisation d'une thèse est une expérience unique, une tranche de vie non renouvelable, marquée par des découvertes et des rencontres et aussi par des remises en questions perpétuelles et le sentiment d'isolement constant. Mes origines, mon cursus et mes implications passées au sein des populations rurales et plus particulièrement riveraines constituent peut-être des éléments de réponse. Cette thèse doit aussi certainement refléter ma petite histoire puisque je ne pouvais pas envisager un projet de doctorat sans le vivre sur le terrain lui-même.

Un merci tout spécial à celui que j'ai rencontré à la toute fin de mon séjour au Québec, Gaël Brux qui m'a épaulée dans les derniers milles du travail de rédaction. Je tiens aussi à remercier tes lectures et nombreux commentaires.

En outre, la réalisation de cette thèse a été soutenue financièrement par plusieurs organismes, soit sous la forme de bourses d'excellence : d'Hydro-Québec, du programme PAFARC de l'UQAM et des fonds personnels de recherche du CRSNG, octroyés à M. Lucotte et plus particulièrement, sous la forme de subvention à la phase 3 du projet Caruso, provenant du Centre de Recherches pour le Développement International du Canada.

Mes derniers remerciements, mais pas les moindres iront à Marc Lucotte, sans qui mon parcours dans le monde de la recherche n'aurait peut-être jamais débuté. La qualité de tes conseils, ton regard attentif sur les travaux menés et ton soutien ont grandement contribué à la réalisation de cette thèse. J'espère fortement que notre collaboration se poursuivra. Merci infiniment!

In memoriam

Cette thèse est dédiée à la mémoire de Marc Roulet (1969-2006), un des pionniers du Projet Caruso et celui qui était là au moment de ma décision de quitter (provisoirement) l'Amazonie et de faire un bout de chemin au Québec... Merci Marquinho!

Je partage parfaitement l'avis de notre directeur de thèse (M. Lucotte) : « tu continueras à représenter une source lumineuse d'inspiration pour une science imaginative et engagée, un rappel constant à dépasser le conformisme, une démonstration qu'il est possible de vaincre nos peurs et nos angoisses, un exemple de motivation dans les situations qui paraissent impossibles et un appel pressant à fêter la vie avec les êtres qui nous sont chers ».

Ta disparition laisse un vide, mais ton souvenir restera vivant.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
LISTE DE TABLEAUX.....	xv
LISTE DE FIGURES.....	xviii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xxi
RÉSUMÉ DE LA THÈSE	xxii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Références bibliographiques.....	13
 CHAPITRE I	
DYNAMIQUE DES PÊCHES ARTISANALES ET USAGE DES RESSOURCES HALIEUTIQUES DANS LES COMMUNAUTÉS RIVERAINES DU BASSIN DU TAPAJÓS	20
Résumé	20
1. Introduction	21
2. Matériels et Méthodes	24
3. Résultats.....	32
3.1 L'apprentissage et le temps de pratique de la pêche à l'échelle des 12 communautés	32
3.2 Les milieux exploités selon deux saisons distinctes et l'utilisation des engins de pêche	32
3.3. Effort et rendement à l'échelle des 12 communautés.....	37
3.4. Perception sur des changements dans l'abondance des ressources halieutiques et sur leurs pratiques de pêche	40
3.5. Analyse détaillée des pratiques de pêche dans 6 communautés riveraines	42
4. Discussion.....	60
5. Conclusion.....	74
Remerciements	76
Références bibliographiques.....	77

CHAPITRE II

VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DE LA RICHESSE, LA DIVERSITÉ ET LA RÉPARTITION DES TAILLES DE COMMUNAUTÉS DE POISSONS PROVENANT DE 6 MILIEUX AQUATIQUES SITUÉS DANS LE BASSIN DU TAPAJÓS, AMAZONIE BRÉSILIENNE..... 83

Résumé	83
1. Introduction	84
2. Matériels et Méthodes	86
3. Résultats.....	93
3.1. L'ichtyofaune	93
3.2. Variation spatio-temporelle de la répartition des tailles des différents assemblages saisonniers d'espèces de poissons.....	97
3.3. Diversité spécifique (H') et équitabilité (E') des assemblages de poissons.....	99
4. Discussion.....	102
5. Conclusion.....	110
Remerciements	111
Références bibliographiques.....	112

CHAPITRE III

INFLUENCE DES FACTEURS ÉCOLOGIQUES ET DES CARACTÉRISTIQUES DES BASSINS VERSANTS SUR LES NIVEAUX DE Hg DANS LES POISSONS AMAZONIENS..... 117

Résumé	117
1. Introduction	118
2. Matériel et méthodes.....	122
2.1. Échantillonnage.....	122
2.2. Analyses	124
2.3. Analyses statistiques	126
3. Résultats.....	127
3.1. Caractérisation spatiale des bassins versants et concentrations de Hg dans l'eau et dans la MPS.....	127
3.2. Statistiques descriptives des concentrations de Hg dans la chair des poissons provenant des différents sites d'échantillonnage.....	128

3.3. Influence du niveau trophique et de la taille des poissons sur les niveaux de Hg.	128
3.4. Influence concomitante des saisons et des sites d'échantillonnages sur les niveaux de Hg des espèces clés (ANOVA)	131
3.5. Les modèles de régressions multiples	133
4. Discussion	145
5. Conclusion	154
Références bibliographiques	156

CHAPITRE IV

MERCURE TOTAL ET MÉTHYLMERCURE DANS LES GONADES ET TISSUS MUSCULAIRES DES POISSONS FEMELLES DU BASSIN DU TAPAJÓS	162
Résumé	162
1. Introduction	163
2. Méthodologie	166
2.1 Échantillonnage des poissons et analyses du Hg	166
2.2 Analyses statistiques	167
3. Résultats	169
4. Discussion	174
5. Conclusions	178
Remerciements	179
Références bibliographiques	180

CHAPITRE V

LA PRÉSENCE ANTAGONIQUE DU HG ET DU SE CHEZ 5 ESPÈCES DOMINANTES DE POISSONS DU BASSIN DU TAPAJOS (AMAZONIE BRÉSILIENNE)	183
Résumé	183
1. Introduction	184
2. Méthodologie	188
2.1. Échantillonnage	188
2.2. Analyses des teneurs en Hg total	189
2.3. Analyses des signatures isotopiques	189
2.4. Analyses des teneurs en Se total	189

2.5. Analyses statistiques	190
3. Résultats.....	191
3.1. Les signatures isotopiques ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$) chez 5 espèces de poissons dominantes : type de milieu, saison, site et cycle de vie des espèces.....	191
3.2- Les concentrations en Se et en Hg chez 5 espèces de poissons dominantes : saison, site et position trophique	201
3.3. Interaction Hg et Se chez les poissons du bassin du Tapajós	205
4. Discussion.....	208
5. Conclusions	214
Références bibliographiques.....	215
CONCLUSION GENERALE	220
Références bibliographiques.....	225
ANNEXES PRÉSENTÉES PAR CHAPITRE	226
CHAPITRE I	
ANNEXE 1: Analyses complémentaires des données obtenues à l'aide des questionnaires	226
ANNEXE 2: Grille de thèmes abordés dans les questionnaires 1 et 2	238
ANNEXE 3: Questionnaires 1 et 2 en version d'origine.....	240
ANNEXE 4: Localisation des six principales communautés étudiées	247
CHAPITRE II	
ANNEXE 1: Les espèces récoltées dans 6 milieux aquatiques du Tapajós lors des deux saisons d'échantillonnage.....	253
ANNEXE 2: Analyse comparative de la similarité des assemblages d'espèces provenant de 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.	258
ANNEXE 3: Analyse en composantes principales sur la variabilité des peuplements de poissons selon les saisons et les sites étudiés	259
ANNEXE 4: Analyse en composantes principales réalisée sur les 96 espèces de poissons capturées dans les 6 milieux aquatiques du bassin Tapajós lors de deux saisons.....	260

CHAPITRE III

ANNEXE 1: Les espèces clés étudiées	261
ANNEXE 2: Légende de la caractérisation spatiale des bassins versants	262
ANNEXE 3: Effectifs, longueurs moyennes et niveaux moyens de Hg dans le tissu musculaire de 10 espèces clés représentant 4 groupes trophiques de poissons collectés dans 6 milieux aquatiques du bassin du rio Tapajós (moyennes \pm écart type).	269
ANNEXE 4: Influence de la taille des espèces clés sur les niveaux de Hg mesurés dans leur tissu.....	272
ANNEXE 5: Modèles des régressions multiples. L'influence de l'utilisation des bassins versants† (variables indépendantes en %) sur les niveaux de Hg chez quatre groupes de poissons (détritivore, herbivore, omnivore et piscivore) du bassin du Tapajós.....	280
ANNEXE 6 : Modèles des régressions multiples. L'influence des facteurs bio-écologiques et anthropiques †† sur les niveaux de Hg chez quatre groupes de poissons (détritivore, herbivore, omnivore et piscivore) du bassin du Tapajós.	282
ANNEXES GÉNÉRALES.....	283
ANNEXE GÉNÉRALE A : La région du Rio Tapajós : occupation et développement local	283
ANNEXE GÉNÉRALE B: Matériels de vulgarisation scientifique présentés lors des séjours sur le terrain.....	287

LISTE DE TABLEAUX

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Tableau 1- Valeurs moyennes des quantités de poissons ingérés par repas..... 2

Tableau 2- Diversité humaine et environnementale caractérisant la zone d'étude. 7

CHAPITRE I

Tableau 1- Caractéristiques socio-économiques, politiques et culturelles de 12 communautés riveraines du Tapajós. 25

Tableau 2- Nombre d'interviewés (Court questionnaire -1). 30

Tableau 3- Nombre d'interviewés (Questionnaire détaillé -2). 30

Tableau 4- Répertoire des engins utilisés par les pêcheurs de 12 communautés situées dans le bassin du Tapajós lors de l'étalement et de l'étiage..... 34

Tableau 5- La variation spatio-temporelle dans les rendements des pêcheurs (kg) vivant dans 12 communautés du bassin du Tapajós..... 40

Tableau 6- La perception des pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós sur les principaux facteurs et combinaison des facteurs pouvant être à l'origine de la diminution des stocks halieutiques du Tapajós..... 41

Tableau 7- Solutions identifiées par les pêcheurs de 12 communautés riveraines du Tapajós pour contrer la diminution observée dans l'abondance de poissons..... 42

Tableau 8- Tableau de contingence présentant la perception des pêcheurs sur leurs pratiques de pêche (PP = pêcheur professionnel et PS = pêcheur de subsistance). 43

Tableau 9- Tableau de contingence présentant la raison pour laquelle le pêcheur se considère un pêcheur professionnel ou un pêcheur de subsistance. 43

Tableau 10- Tableau de contingence présentant la conservation des prises de poissons dans les communautés riveraines du bassin du Tapajós..... 44

Tableau 11- Tableau de contingence présentant l'entraide familiale dans l'activité de pêche chez 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós..... 49

Tableau 12- Tableau de contingence présentant le partage du travail dans cadre des activités liées à la pêche chez 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós..... 52

Tableau 13- Tableau de contingence présentant la commercialisation des produits de la pêche chez 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós.....	52
Tableau 14- Perception des pêcheurs du bassin du Tapajós sur la présence ou absence (oui ou non) de changements environnementaux naturels et anthropiques.....	53
Tableau 15- Changements environnementaux naturels et anthropiques observés par les riverains de 6 communautés du bassin du Tapajós.....	54
Tableau 16- Perception des pêcheurs du bassin du Tapajós sur la présence ou absence (oui ou non) de changements dans l'abondance de la ressource halieutique.....	54
Tableau 17- Changements dans la ressource halieutique observés par les riverains de 6 communautés du bassin du Tapajós.....	55
Tableau 18- Perception des pêcheurs du bassin du Tapajós sur la présence ou absence de lien entre le(s) changement(s) identifié(s) au fil du temps sur l'environnement biophysique et celui (ceux) observé(s) sur les ressources halieutiques.....	56
Tableau 19- Tableau de contingence illustrant la présence ou l'absence d'adaptations, dans le cadre des pêches, réalisées dans le bassin du Tapajós suite aux changements encourus sur l'environnement et sur la ressource halieutique.....	58
Tableau 20- Tableau de contingence illustrant l'implication des pêcheurs dans l'association des pêcheurs.....	59
Tableau 21- Tableau de contingence illustrant l'implication des pêcheurs dans les organisations sociales existantes dans le bassin du Tapajós.....	59

CHAPITRE II

Tableau 1- Description des sites à l'étude.....	90
Tableau 2- Liste des espèces dominantes dans le bassin du Tapajós.....	96
Tableau 3- La diversité et la richesse spécifique de poissons provenant de 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.....	100
Tableau 4- Relation entre le cycle hydrologique, la dynamique saisonnière des zones d'inondation et les effets sur l'ichtyofaune et la pêche (Tiré de Lowe-McConnel, 1987)....	107
Tableau 5- La diversité de poissons présents dans plusieurs milieux aquatiques brésiliens.	109

CHAPITRE III

Tableau 1- Description des sites d'échantillonnages et des paramètres environnementaux.	123
Tableau 2- Caractérisation générale des usages présents dans les bassins versants étudiés...	127
Tableau 3- Teneurs en Hg mesurées dans la MPS et dans l'eau collectée dans les milieux aquatiques étudiés.	128
Tableau 4- Les modèles de régressions multiples faisant intervenir toutes les variables.	138
Tableau 5- Influence des variables bio-écologiques et anthropiques sur les niveaux de Hg chez les poissons appartenant à 4 niveaux trophiques du bassin du Tapajós, Amazonie brésilienne.	153
Tableau 6- Influence des variables bio-écologiques et anthropiques sur les niveaux de Hg chez 10 espèces dominantes dans les écosystèmes aquatiques du bassin du Tapajós, Amazonie brésilienne.	153

CHAPITRE IV

Tableau 1- Espèces à l'étude et nombre de spécimens par site échantillonné.	167
Tableau 2- Description des sites d'échantillonnage.	168
Tableau 3- Moyennes et écart-types des concentrations en Hg dans les tissus musculaires et dans les gonades ainsi que des teneurs et pourcentages en MeHg mesurées seulement dans les gonades des deux groupes de poissons.	169
Tableau 4- Corrélations des paires des variables à l'étude chez les poissons N-P et P..	172

CHAPITRE V

Tableau 1- Espèces de poissons récoltées et nombre de spécimens analysés.	188
Tableau 2- Signatures isotopiques et teneurs en Hg et en Se chez 5 espèces dominantes de poissons du bassin du Tapajós en Amazonie brésilienne.	192
Tableau 3- Tailles, concentrations moyennes de Se et de Hg et signatures isotopiques moyennes mesurées chez tous les poissons à l'étude.	203

LISTE DE FIGURES

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Figure 1- Transferts et transformations des espèces chimiques du mercure en milieu aquatique. 3

Figure 2 - Niveaux de concentrations en Hg total et % de MMHg en milieu aquatique. 4

CHAPITRE I

Figure 1- Quelques images de la région étudiée. 28

Figure 2- Analyse factorielle des correspondances représentant l'usage, selon le type de milieu exploité et la saison ciblée, des engins et des combinaisons d'engins de pêche recensés chez les pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós. 35

Figure 3- Analyse factorielle des correspondances résumant l'utilisation des engins de pêche par les pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós. 36

Figure 4. Représentation de l'effort de pêche lors de l'étalement et de l'étiage chez les pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós (Analyse des principales coordonnées PCoA). 38

Figure 5- Perception des pêcheurs sur leurs rendements hebdomadaires (kg). 39

Figure 6- Analyse de correspondance de l'entraide familiale dans l'activité de pêche dans 6 les communautés riveraines du bassin du Tapajós. 45

Figure 7- Analyse factorielle des correspondances représentant l'utilisation d'engins de pêche dans les communautés étudiées en détails. 46

Figure 8- Analyse factorielle des correspondances présentant les espèces de poissons capturées dans les communautés participant à l'étude détaillée des pratiques de pêche réalisée dans le bassin du rio Tapajós. 47

Figure 9- Effort de pêche déployé et rendement obtenu dans le cadre des pêches réalisées dans 6 communautés riveraines du bassin du rio Tapajós. 50

Figure 10- Analyse de correspondance de la commercialisation des produits de la pêche capturés dans 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós. 51

Figure 11- Ordination des données concernant la présence ou l'absence (oui ou non) d'adaptions, dans le cadre des pêches, liées aux changements encourus au fil des années sur l'environnement et sur la ressource halieutique du bassin du Tapajós. 57

CHAPITRE II

Figure 1- Localisation des 6 sites à l'étude.....	87
Figure 2- Vues partielles des milieux aquatiques à l'étude.....	88
Figure 3- Nombre d'espèces selon les 21 familles de poissons échantillonnées dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.....	94
Figure 4- Nombre de spécimens selon les 21 familles de poissons échantillonnées dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.....	95
Figure 5- Variation spatiale de la répartition des tailles des assemblages saisonniers de poissons récoltés dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.	98
Figure 6- Variation spatiale des classes de tailles des poissons récoltés dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós lors de l'étiage 2004.	99
Figure 7- Dendrogramme construit à partir de la matrice de similarité (Bray-Curtis) des assemblages saisonniers d'espèces du bassin du Tapajós basé sur la biomasse (BPUE).	101

CHAPITRE III

Figure 1- Localisation des 6 sites à l'étude et la délimitation de leurs bassins versants.....	124
Figure 2- Variation spatiale du Hg présent dans la MPS des différents sites à l'étude lors de la décrue et de l'étiage.	130
Figure 3- Variation géographique des niveaux de Hg chez 10 espèces clés de poisson capturées dans 6 milieux aquatiques du bassin du rio Tapajós.....	133

CHAPITRE IV

Figure 1- La région à l'étude et les 6 sites d'échantillonnages (PAR, JAC, CAP, ITA, RES et CUP).	168
Figure 2 A et B- Régressions linéaires entre le Hg et le MeHg dans les gonades et le Hg dans le tissu des poissons non-prédateurs et prédateurs.....	171
Figure 3- Régression linéaire entre les proportions de MeHg et les tailles des poissons non-prédateurs et prédateurs.	173

CHAPITRE V

Figure 1a- Signatures isotopiques des poissons provenant de 5 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.....	195
Figure 1b- Signatures isotopiques des poissons provenant de 5 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.....	196
Figure 1c- Signatures isotopiques des poissons provenant de 5 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.....	197
Figure 2- Relations entre le Hg et le $\delta^{13}C$ chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.	198
Figure 2 (suite)- Relations entre le Hg et le $\delta^{13}C$ chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.	199
Figure 3- Accumulation du Se dans les divers groupes trophiques de poisson du bassin du Tapajós.....	200
Figure 4- Accumulation du Hg dans les divers groupes trophiques de poisson du bassin du Tapajós.....	201
Figure 5- Interaction entre le Hg et le Se chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.	206
Figure 5 (suite)- Interaction entre le Hg et le Se chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.	207

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

BPUE : Biomasse par unité d'effort.

CPUE : Capture par unité d'effort.

E' : Indice d'équitabilité ou régularité d'une communauté.

H' : Indice de diversité de Shannon-Winer.

Hg : Le mercure est un élément chimique de numéro atomique 80. Sous les conditions normales de température et de pression, c'est le seul métal à l'état liquide. La toxicité du mercure dépend de son degré d'oxydation.

Hg²⁺ : Ion mercurique réactif.

Hg⁰ : Le mercure zéro-valent ou mercure élémentaire gazeux est le seul élément en dehors des gaz rares à exister sous forme de vapeur monoatomique. Les vapeurs de mercure sont nocives.

HgS⁰ : Complexe soufré du Hg.

HgS_x : Complexes polysoufrés du Hg formés en présence de soufre élémentaire.

MMHg ou MeHg : Le monométhylmercure regroupe l'ensemble des espèces complexées à la fois par un ligand de méthyle et un ligand minéral (i.e. CH₃-Hg-X). Il constitue la forme la plus toxique du Hg car la plus bioaccumulable.

Se (+IV) : Sélénite

Se (+VI) : Sélénate

Se (0) : Sélénium élémentaire

Se : Sélénium.

δ¹³C : Signature isotopique du carbone.

δ¹⁵N : Signature isotopique de l'azote.

RÉSUMÉ DE LA THÈSE

La contamination au mercure (Hg) des communautés riveraines et des divers compartiments environnementaux constitue un enjeu qui peut être directement lié à l'occupation du territoire amazonien. Les recherches développées dans le cadre de cette thèse apportent une meilleure compréhension de la dynamique spatio-temporelle du Hg dans les écosystèmes aquatiques du bassin du rio Tapajós. Une évaluation préliminaire du risque potentiel du Hg sur la santé reproductive des poissons a été réalisée et la relation entre le Hg dans les muscles des poissons et le sélénium (Se), élément reconnu comme ayant un rôle potentiel de détoxification, mise en évidence. Les travaux ont particulièrement permis d'évaluer l'influence des facteurs bio-écologiques propres à cette région, de l'activité de pêche et de l'utilisation du territoire par les populations locales, sur le niveau de contamination au Hg des ressources halieutiques.

Dans un premier temps, nos efforts se sont concentrés autour d'une recherche participative visant à i) procurer une compréhension de l'activité de pêche et à expliciter la perception des pêcheurs, hommes ou femmes, sur l'état de leurs sites de pêches et des ressources halieutiques et ii) à évaluer la dynamique naturelle de l'ichtyofaune des milieux à faciès lentiques et à faciès lotiques situés dans le secteur à l'étude. Afin d'atteindre le premier objectif, l'application d'un court questionnaire a été menée dans 12 communautés riveraines et d'un deuxième plus étendu dans 6 communautés (choisies parmi les 12 communautés) pour approfondir les informations précédemment recueillies. Deux campagnes de pêche représentant la décrue 2003 et l'étiage 2004 ont été réalisées avec une batterie de filets constitués de mono-filaments transparents. Six milieux aquatiques ont été échantillonnés et les pêches ont été effectuées par des pêcheurs locaux au cours de 2 sorties par jour. D'après nos observations, les riverains/pêcheurs du Tapajós peuvent réaliser jusqu'à 7 sorties de pêche hebdomadaires et leurs captures varient d'une communauté à l'autre mais elles sont en général plus importantes pendant l'étiage comparativement à l'étalement¹. Les espèces dominantes de poissons, décrites au chapitre 2, correspondent aux espèces les plus pêchées et les plus consommées par les riverains (chapitre 1). La montée saisonnière des eaux, et par le fait même l'apparition de nouveaux micro-habitats, semblerait être le facteur prépondérant contrôlant la variabilité des communautés de poissons du Tapajós. Parmi les changements environnementaux perçus au fil des années, le déboisement des berges et la mise en suspension de particules dans l'eau apparaissent comme étant les plus importants. La grande majorité des personnes interrogées ont aussi perçu une diminution de l'abondance et/ou de la réduction de la taille des poissons. Cependant, la plupart des riverains n'établissent pas de lien entre les changements observés sur les écosystèmes naturels et ceux observés sur la ressource halieutique.

Suite à ce travail, une matrice des données analysées a été créée. Celle-ci, outre les 1500 mesures de Hg total dans les poissons, comporte les informations concernant l'occupation des bassins versants, obtenues à l'aide des cartes satellites, les taux et les teneurs en Hg dans la matière particulaire en suspension, les données écologiques présentés dans le chapitre 2

¹ Dans l'ensemble de ce document, veuillez noter que nous pouvons utiliser les mots « saisons sèche » et « saison humide » comme étant des synonymes d'étiage et d'étalement respectivement.

ainsi que les données des rendements de pêche normalisés présentés dans le chapitre 1. Les concentrations de Hg mesurées dans l'eau des milieux aquatiques ont varié de 0,46 à 1,47 ng/L. Les teneurs en Hg mesurées dans la MPS ont varié de 64 à 200 ng/g et de 199 à 421 ng/g respectivement lors de la décrue et de l'étiage. La MPS récoltée pendant l'étiage s'est montrée significativement plus contaminée que celle récoltée pendant la décrue ($p = 0,0064$). Les concentrations de Hg dans les poissons ont varié de 14 à 2330 ng/g et de 9 à 3502 ng/g respectivement pendant la décrue et l'étiage. La tendance de la contamination mercuriale des poissons, indépendamment des saisons et des milieux, a été la suivante : piscivores > omnivores > herbivores > détritivores. Les teneurs moyennes en Hg des espèces prédatrices ont souvent dépassé la limite de 500 ng/g poids frais dans tous les milieux aquatiques. Les niveaux moyens de Hg des espèces clés étaient significativement plus élevés pendant l'étiage, et dans les milieux lotiques, par rapport à la décrue, et dans les milieux lentiques. Nos données cartographiques ont montré que le milieu possédant une des plus importantes surfaces recouvertes par la végétation aquatique (6 % du bassin versant) de même que la plus faible surface sous couvert forestier (62 % du bassin versant) correspondait au milieu où les poissons avaient les plus fortes concentrations de Hg. À l'opposé, le milieu où les poissons ont présenté les plus faibles niveaux de contamination au Hg, possédait 94 % de son bassin versant sous couvert forestier et seulement 1 % de son bassin versant recouvert par la végétation aquatique. Ces résultats montrent l'importance clé de la composition du paysage des bassins versants sur le niveau de contamination au Hg de l'ichtyofaune locale. Dans un autre ordre d'idée, le niveau de contamination au Hg des gonades, mis en évidence dans le chapitre 4, peut représenter un risque pour la santé reproductive des poissons femelles prédatrices de même que la santé de leurs prédateurs naturels, tels les oiseaux, les dauphins ou les populations riveraines consommatrices de ces tissus. Les gonades des prédateurs (moyenne 792 ng/g et maximum 2207 ng/g (poids sec) sont beaucoup plus contaminées en Hg que celles des poissons non-prédateurs (moyenne 62 ng/g (poids sec). Nos résultats suggèrent également que le niveau de contamination des gonades puisse varier selon les espèces de poissons et le type de milieu échantillonné. Les proportions moyennes de méthylmercure mesurées dans les gonades ont été de 51% chez les poissons non-prédateurs et de 87% chez les prédateurs. Les teneurs en Se des poissons ont varié de 50 ng/g (chez *H. unimaculatus* et *A. falcistrostris*) à 1006 ng/g (chez *G. proximus*). Une accumulation antagonique entre le Hg et le Se dans les poissons a été mise en évidence dans le chapitre 5. Des niveaux élevés en Hg et faibles en Se ont ainsi été observés chez les espèces situées au sommet de la chaîne trophique, alors que des tendances inverses ont été observées chez les espèces situées au bas de la chaîne. Les concentrations de Se dans la chair de la plupart des poissons à l'étude dépassaient rarement le seuil de $1 \mu\text{g/g}^{-1}$ poids humide. Il faut rappeler que compte tenu de la forte consommation de produits de la pêche par les riverains, les poissons peuvent représenter une source quotidienne non-négligeable de Se dans leur régime alimentaire. Ceci est d'autant plus vrai que les riverains de la région étudiée ont connaissance de leur exposition chronique au Hg et conscience de l'importance de privilégier la consommation des poissons non-prédateurs au détriment des poissons prédateurs, plus fortement contaminés au Hg. Un suivi visant à vérifier si leurs apports quotidiens de Se demeurent à des niveaux adéquats s'impose donc.

En guise de conclusion, nos travaux ont démontré que l'élaboration de solutions durables au problème du Hg dépasse les actions à petite échelle basées sur la modulation du régime

alimentaire des riverains. Elle requiert au contraire des actions à grande échelle, permettant de diminuer à la source le transfert du Hg vers les milieux aquatiques, et par le fait même l'exposition des humains. La participation de l'ensemble des acteurs concernés au niveau local, régional et national à ces solutions d'envergure est donc un élément incontournable. Enfin, toute intervention visant à soulever et/ou à implanter des méthodes durables d'exploitation des ressources halieutiques doit absolument passer par une activité préalable d'information dans un niveau de langage adaptée à la réalité humaine locale.

Mots-clés : Pêcheur, poisson, mercure, caractéristiques du paysage, sélénium

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Dans plusieurs écosystèmes aquatiques naturels de l'Amazonie, des niveaux élevés de mercure (Hg) dans les poissons d'importance pour la consommation ont déjà été documentés. Doréa (1998) a observé des concentrations variant de 0,09 à 1,45 mg/kg-1 chez des espèces herbivores, omnivores et piscivores du rio Madeira. En Amazonie bolivienne, Maurice-Bourgoin et al. (2000) ont observé, dans une région du rio Beni touchée par l'orpaillage, des concentrations de Hg entre 0,02 et 2,30 mg/kg-1. Barbosa et al. (2003) ont mis en évidence des teneurs moyennes de Hg de 0,69 mg/kg-1 chez les poissons piscivores, de 0,19 mg/kg-1 chez les poissons omnivores et de 0,14 mg/kg-1 chez les poissons détritivores provenant du bassin du rio Negro. Guimarães et al. (1999) ont identifié des teneurs allant jusqu'à 0,65 mg/kg-1 chez les poissons des rivières de l'état d'Amapa. Les teneurs en Hg mesurées chez les poissons provenant du bassin du rio Tapajós se situent entre 0,02 à 2,75 mg/kg-1 dans les zones touchées par l'orpaillage (Akagi et al., 1995; Brabo et al., 2000; Malm et al., 1997; Castilhos et al., 2001) et entre 0,01 à 1,58 mg/kg-1 dans les zones sans source ponctuelle de contamination (Sampaio da Silva et al., 2006). Ces considérations laissent présager l'existence d'une menace à la santé des ces poissons eux-mêmes et à la santé des consommateurs de cette ressource.

De fait, les populations riveraines amazoniennes sont particulièrement concernées par les risques liés à l'exposition au Hg. L'exposition humaine se fait par l'ingestion de poissons contaminés par le Hg au travers le réseau trophique et se traduit notamment par des problèmes d'ordre neurotoxique (Branches et al., 1993; Boschio et al., 1995; Lebel et al., 1997; Grandjean et al., 1999; Dolbec et al., 2000; Passos et al. 2007a). Dans le cadre d'une étude réalisée parallèlement à la nôtre, Passos et al. (2007b) ont calculé la quantité moyenne de poisson ingérée quotidiennement par les riverains habitant dans les villages faisant partie de la présente étude (Tableau 1). L'ingestion quotidienne de Hg a varié selon le genre et le village étudié. Ces auteurs ont également estimé l'ingestion quotidienne de Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$) chez les hommes et les femmes à partir des moyennes de concentrations de Hg provenant d'une partie de notre échantillonnage de poissons. La concentration moyenne de Hg dans les poissons dans ce sous-échantillon (N = 1123 spécimens représentant 99,8% de l'ensemble

des poissons mentionnés lors des enquêtes alimentaires réalisées par l'auteur) était $0,33\mu\text{g/g} \pm 0,33$ et l'ingestion quotidienne de Hg variait entre 0 et $11,8 \mu\text{g/kg/jour}$ (moyenne : $0,92\mu\text{g/kg/jour} \pm 0,89$). Ces résultats révèlent des niveaux élevés d'ingestion quotidienne de Hg dépassant les valeurs de référence établies par l'Organisation mondiale de la santé ainsi que d'autres normes d'exposition établies par d'autres agences (Pirrone et Mahaffey, 2005).

Tableau 1- Valeurs moyennes des quantités de poissons ingérés par repas et information sur le poids des participants à l'étude de Passos et al. (2007b).

		Consommation moyenne de poisson (g)		Poids moyen (kg)	
Communauté	Code	Femme	Homme	Femme	Homme
São Luis	SL	$147,3 \pm 72,0$	$206,7 \pm 71,1$	$54,4 \pm 8,9$	$60,5 \pm 11,1$
Nova Canaã	NC	$101,3 \pm 44,2$	$132,5 \pm 38,9$	$51,5 \pm 8,8$	$62,1 \pm 11,7$
Santo Antonio	SA	$81,0 \pm 32,5$	$165,0 \pm 40,9$	$55,8 \pm 13,7$	$55,1 \pm 8,5$
Vista Alegre	VA	$122,1 \pm 70,2$	$200,6 \pm 150,7$	$52,3 \pm 8,3$	$64,1 \pm 9,8$
Mussum	MS	$122,1 \pm 70,2$	$200,6 \pm 150,7$	$50,9 \pm 8,1$	$62,6 \pm 7,5$
Açaituba	AC	$80,3 \pm 25,1$	$133,1 \pm 30,2$	$48,5 \pm 7,6$	$60,2 \pm 7,4$

En Amazonie, la contamination environnementale par le Hg se produit à la fois de manière ponctuelle par les activités artisanales d'orpaillage et de manière diffuse suite au déboisement des sols naturellement riches en Hg (Martinelli et al., 1988; Malm et al., 1990; Roulet et al., 1998; Fostier et al., 1999). Dans le deuxième cas, les sols tropicaux ont naturellement accumulé, durant plusieurs millions d'années, de grandes quantités de Hg via les retombées atmosphériques des émissions océaniques (Guédron et al., 2006) et volcaniques. Ils constituent de véritables réservoirs à Hg et ce d'autant plus qu'ils sont riches en matière organique et en oxydes de fer. Dès la fin des années 80, de multiples travaux ont mis en évidence les niveaux de contamination de l'ichtyofaune et les impacts sur la santé publique de la pollution mercurielle (Pfeiffer et Lacerda, 1988).

Le Hg est présent naturellement dans la biogéosphère sous forme d'espèces chimiques inorganiques ou organiques, à l'état dissous et particulaire et également en phase liquide et gazeuse. Les quatre espèces chimiques principales sous lesquelles le Hg peut être présent naturellement dans l'environnement sont le Hg élémentaire (Hg^0), le Hg inorganique (IHg),

le monométhylmercure (MeHg) et le diméthylmercure (DMHg) (Stein et al., 1996). Le devenir du Hg dans les systèmes aquatiques est régi par les échanges entre les compartiments environnementaux et les transformations naturelles que peuvent subir les différentes formes chimiques mercurielles présentes dans le milieu. La figure 1 illustre une vue générale de ces mécanismes en milieu aquatique. Les deux principales voies de transformation du IHg dans les milieux aquatiques sont les réactions de réduction et de méthylation. Ces processus s'avèrent primordiaux car ils modifient les propriétés physicochimiques du Hg et par conséquent sa dynamique environnementale et sa biodisponibilité. La réduction en Hg^0 entraîne ainsi une mobilité accrue du contaminant et son recyclage via l'atmosphère. La formation d'espèces alkylées, via la méthylation, accroît sa biodisponibilité et sa bioamplification dans les réseaux trophiques.

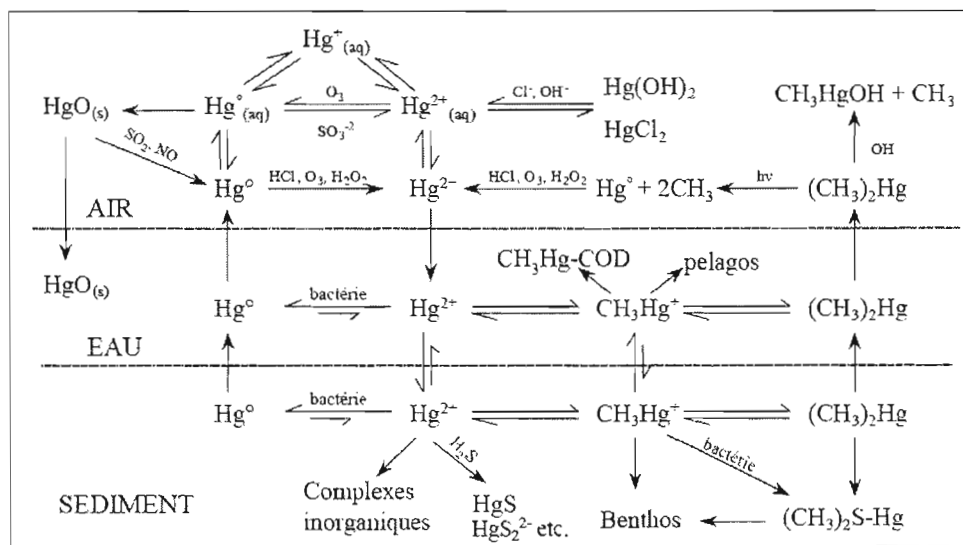


Figure 1- Transferts et transformations des espèces chimiques du mercure en milieu aquatique (d'après Stein et al., 1996).

Il est important de souligner que seule une fraction du IHg est disponible pour ces réactions de transformation. L'hypothèse du substrat, avancée par Mason et Fitzgerald (1990) et Fitzgerald et al. (1991), proposent que seules les espèces labiles du IHg ou Hg réactif participent aux mécanismes de réduction et de méthylation en milieux aqueux. Les

concentrations en HgT (i.e. IHg + MMHg), et le pourcentage de MMHg rencontrées dans différents compartiments des systèmes aquatiques sont présentées dans la Figure 2.

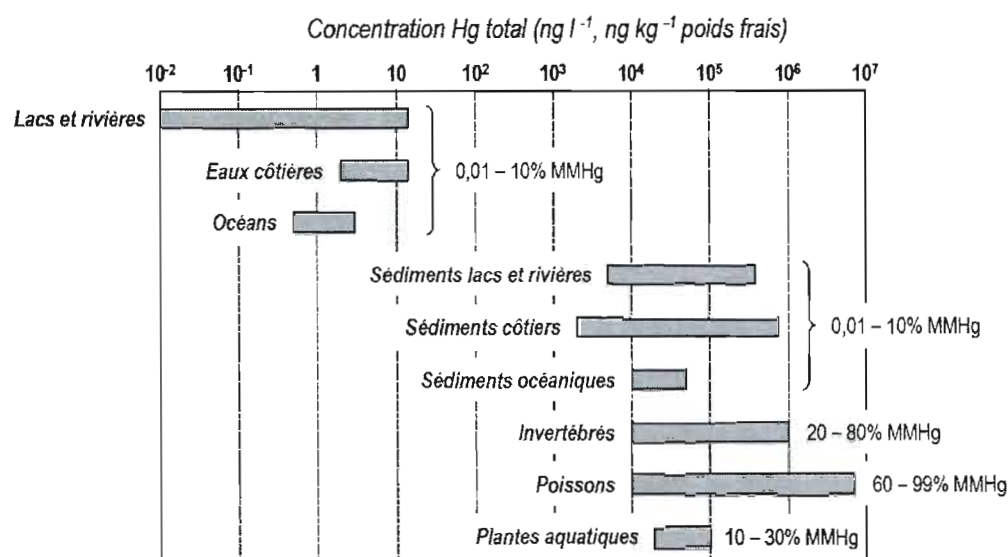


Figure 2 - Niveaux de concentrations en Hg total et % de MMHg en milieu aquatique (WHO IPCS, 1989 ; USEPA, 1997 ; INERIS, 2003 ; Slooff et al., 1995).

Divers facteurs peuvent influencer la structure des communautés de poissons et également avoir des répercussions sur la dynamique du Hg. Parmi les hypothèses expliquant la diversité des espèces dans les communautés biologiques, Loreau et Mouquet (1999) en mentionnent deux groupes : i) celui qui englobe les variables abiotiques et les interactions biologiques dans l'organisation des communautés (variation spatio-temporelle; compétition; prédation; mutualisme) (exemples d'études classiques : Pianka, 1966; MacArthur et Levins, 1967; Schoener, 1974) et ii) celui qui englobe les effets des processus dans une macro-échelle déterminant la colonisation d'un nouveau milieu et les taux d'extinction des populations (MacArthur et Wilson, 1967). Néanmoins, Junk et al. (1989) suggèrent que les aspects hydrologiques associés aux aspects géomorphologiques, responsables des inondations et sécheresses cycliques, soient le facteur le plus important contrôlant le biote et ses teneurs en Hg dans les rivières situées dans les régions des plaines inondables.

Plusieurs activités anthropiques induisant une modification de la qualité de l'eau peuvent agir comme des facteurs pouvant influencer les communautés de poissons. Les apports du bassin versant par exemple induisent une dégradation de la qualité de l'eau en relation avec une concentration importante en matières organiques (Carrel et Rivier, 1989). Les agents pathogènes et les polluants auxquels sont soumis les poissons représentent aussi un mécanisme régulateur. De plus, l'activité de pêche a un impact plus ou moins marqué sur la ressource selon le milieu et son intensité. Dans le secteur du bassin à l'étude, cette activité est dominée par la pêche artisanale à des fins de subsistance et de commercialisation (soit dans les villages ou bien dans les villes les plus proches). D'après ce qu'on a pu observer, la pêche artisanale est accessible à tous et à l'année. Aucun contrôle n'est exercé (par exemple, le registre du nombre de pêcheurs ou de la quantité prélevée; permis de pêche; etc). Il est donc difficile de connaître le nombre exact de pêcheurs et d'évaluer leurs captures saisonnières. De plus, il est actuellement difficile d'évaluer l'impact des pêches sur la ressource halieutique. Notre expérience sur le terrain laisse cependant penser que des prélèvements désordonnés importants, souvent réalisés sur certaines espèces très recherchées pour leur valeur marchande, ont certainement pu engendrer une diminution de ces populations ou des modifications dans la structure des peuplements (causant, par exemple, la diminution du nombre ou même la disparition de certaines espèces spécialisées en détriment des espèces avec des habitudes plus opportunistes). La perte et la transformation des habitats naturels peuvent également affecter de manière critique la qualité des cours d'eau et conséquemment l'ichtyofaune (Allan et Flecker, 1993) car ils modifient le pouvoir de pénétration de la lumière dans l'eau, génèrent l'indisponibilité de certains composants alimentaires (fruits, semences, insectes allochtones) et accroissent l'envasement de certains sites (Joly et al., 2001).

Il est reconnu que plusieurs caractéristiques des bassins versant, telles l'utilisation des terres, les couvertures végétales et les types de sol peuvent exercer une forte influence sur la production et l'exportation du HgT et spécialement du MeHg vers ces bassins (St-Louis et al., 1994; Hurley et al., 1995; Babiarz et al., 1998). Ces caractéristiques peuvent alternativement influencer la spéciation, la partition et la disponibilité biologique du Hg dans l'eau (Hurley et al., 1996 ; Hurley et al., 1998). De plus, on ne comprend pas encore entièrement le processus

de production de MeHg. On sait par contre, que parmi les facteurs affectant la méthylation, le pH et la productivité biologique semblent cruciaux. Le pH semble agir directement sur l'efficacité du processus de méthylation alors que la productivité semble stimuler la formation des substrats pour les organismes responsables du processus (Celo et al., 2006). Dans notre étude, les 6 écosystèmes aquatiques étudiés présentent des caractéristiques très distinctes du point de vue de l'hydrologie locale et de l'occupation et de l'exploitation du territoire. Afin de faciliter notre travail d'interprétation des données, nos sites ont aussi été regroupés en deux catégories à faciès lentique et à faciès lotique. Le tableau 2 renferme les caractéristiques humaines et environnementales caractérisant la zone d'étude.

Depuis les dernières décennies, de nombreux facteurs environnementaux explicatifs des concentrations en Hg dans les poissons ont été évoqués. Par contre, aucun d'entre eux ne permet à lui seul une bonne prédiction des teneurs de ce contaminant avec sa simple mesure. Dans un rapport académique de synthèse portant sur les facteurs environnementaux autres que la structure du réseau trophique, Cremona (2006) a classé ces facteurs en 3 groupes: les facteurs auto-écologiques, c'est-à-dire mesurés chez les poissons, les facteurs abiotiques physico-chimiques, morphométriques et de métabolisme mesurés dans le lac, et les facteurs trophiques, mesurés dans le réseau trophique du système (Tableau 3).

Tableau 2- Diversité humaine et environnementale caractérisant la zone d'étude.

Site	Type de milieu	Communauté et coordonnées	Nombre de familles dans le noyau du village	Colonisation	Organisation communautaire	Pêcheurs	Produits de la pêche	Autres
Restinga	Lentique	Mussum/Vista Alegre : (04°41'07,6''S et 55°24'40,5''W)	50	Ancienne	Niveau élevé	Présent (PS et PC) ¹	Très consommés	Présence de ruisseaux
Parana	Lotique	São Luís do Tapajós (04°27'29,2''S et 56°14'59,8''W)	108	Ancienne	Niveau élevé	Présent (PS et PC) ¹	Très consommés	Présence d' <i>igapós</i> ²
Cupari	Lotique	Açaituba (03°49'42,6''S et 55°21'21,2''W)	12	Récente (7 ans)	Très bas	Présent (PS)	Très consommés	Pêche réalisée dans des sites éloignés
Jacaré	Lentique	Nova Canãa (04°22'16,9''S et 56°14'36,7''W)	35	Récente (8ans)	Niveau élevé	Présent (PS et PC)	Très consommés	La pêche est l'unique activité économique
Itapacurazinho	Lotique	Santo Antonio (04°16'07,1''S et 55°54'36,1''W)	25	Ancienne	Niveau élevé	Présent (PS et PC)	Consommés	Présence de ruisseaux
Capituã	Lentique	(04°19'55,9''S 56°04'44,3''W)	Pas de village	Inexistante	-	Présent (PS et PC)	-	Milieu témoin

¹ PS = Pêcheurs de subsistance; PC = Pêcheurs commerciaux

² Zones inondées utilisées pour la fraye et l'alevinage des poissons

Tableau 3- Facteurs influençant les concentrations en Hg dans les poissons. Tiré de la synthèse environnementale de Cremona (2006).

Type de facteurs	Corrélation	Références
Taille et profondeur du lac	-	Wren et MacCrimmon 1983; Bodaly et al. 1993; Snodgrass et al. 2000
Surface du bassin versant et de la zone littorale	+	Suns and Hitchin 1990; Bodaly et al. 1993; Hanten et al. 1998
Température de l'épilimnion	+	Bodaly et al. 1993; Harris et Bodaly, 1998
Variables de couleur (Fe dissous, SO ₄ -S, transparence) et COD	+ - (transparence)	Bowlby et al. 1988; Lindqvist, 1991a; Wren et al. 1991; Watras et al. 1998; Garcia et Carignan 2000
P et N totaux	-	Håkanson 1980; Rudd et Turner 1983; Lindqvist 1991a,b; Hanten et al. 1998; Garcia et Carignan 2000
Variables d'alcalinité (conductivité, Ca, Mg, pH)	-	Håkanson 1980; Rodgers et Beamish 1983; Rudd et Turner 1983; Wren et MacCrimmon 1983; Suns et Hitchin 1990; Lindqvist 1991a,b; Ponce et Bloom 1991; Wren et al. 1991; Hanten et al. 1998; Watras et al. 1998; Scheuhammer et Graham 1999; Garcia et Carignan 2000; Greenfield et al. 2001; Essington et Houser 2003
Se	-	Rudd et al. 1980; Rudd et Turner 1983; Turner et Swick 1983; Lindqvist 1991b
Niveau trophique du poisson, longueur de chaîne trophique	+	Lindqvist 1991a; Cabana et Rasmussen, 1994; Cabana et al. 1994; Kidd et al. 1995; Hill et al. 1996; Snodgrass et al. 2000; Sampaio da Silva et al., 2005
[Hg] dans le compartiment	+	Håkanson 1980; Parks 1988; Boudou et al. 1991; Lindqvist 1991a; Post et al. 1996;

Type de facteurs	Corrélation	Références
abiotique (eau, sédiments)		
[Hg] des proies	+	Bowlby et al. 1988; Parks 1988; Boudou et al. 1991; Lindqvist 1991a; Post et al. 1996; Hall et al. 1997; Harris and Bodaly 1998; Verdon et Tremblay 1999; Chen et al. 2000; MacRury et al. 2002
Changement de régime alimentaire	+/-	MacCrimmon et al. 1983; Verta, 1990; Post et al. 1996; MacRury et al. 2002; Sampaio da Silva et al., 2005.
Condition du poisson (longueur, poids, taux de croissance, âge)	- +	Scott and Armstrong 1972; Norstrom et al. 1976; Huckabee et al. 1979; MacCrimmon et al. 1983; Wren and MacCrimmon 1983; Johnson 1987; Bowlby et al. 1988; Suns et Hitchin 1990; Verta 1990; Lindqvist 1991a; Doyon et al. 1998; Foster et al. 2000; Greenfield et al. 2001; Latif et al. 2001; MacRury et al. 2002; Simoneau et al. 2005
Pêches intensives	-	Verta 1990; Lindqvist 1991b; Surette et al. 2003

Au cours des deux dernières décennies, plusieurs études sur la pollution mercurielle et l'exposition humaine en Amazonie ont vu le jour. Malgré cela, la grande majorité des recherches n'a pas proposé de mesures concrètes et réalistes visant à atténuer la charge corporelle du métal chez les populations locales. De plus, à notre connaissance, aucune étude n'a été réalisée sur les impacts du Hg sur l'intégrité des écosystèmes et la santé des ressources halieutiques et très peu de chercheurs se sont intéressés à l'identification des facteurs influençant la variabilité des teneurs en Hg chez l'ichtyofaune amazonienne. Le bassin versant du Tapajós est marqué par un processus historique d'occupation désordonné et par une hétérogénéité humaine et environnementale qui sont probablement à l'origine de la diversité dans l'utilisation locale des écosystèmes (terrestres et aquatiques) et des ressources naturelles. Ceci pose un défi supplémentaire pour la mise en place d'actions efficaces pour diminuer les sources et l'exposition au Hg à l'échelle régionale. La construction de solutions durables au problème du Hg au niveau de ce bassin requiert, en plus de la participation de

l'ensemble des acteurs impliqués au niveau des problématiques environnementales et de la santé à l'échelle locale, régionale, nationale et globale, des informations scientifiques portant sur l'influence de l'utilisation du territoire sur la dynamique de ce contaminant.

Objectifs généraux

Le travail réalisé dans le cadre de cette thèse prétend concourir à une meilleure compréhension de la dynamique spatio-temporelle du Hg dans les écosystèmes du bassin du Tapajós, de même qu'à une évaluation du rôle du Se dans cette problématique environnementale complexe. Il a aussi permis d'analyser l'influence des facteurs bio-écologiques propres à cette région, de l'activité de pêche réalisée par les populations locales et de l'utilisation qu'elles font du territoire sur le niveau de contamination au Hg des ressources halieutiques. La compilation et l'intégration des conclusions de chacun des 5 chapitres de cette thèse ont procuré une compréhension approfondie de l'activité de pêche et un bilan de l'état de la ressource halieutique du bassin du rio Tapajós. Elles ont permis d'établir un portrait intégré de la problématique du Hg en contexte amazonien, de connaître l'importance des paramètres étudiés et des conséquences en matière de santé publique et de sauvegarde des ressources halieutiques.

Présentation des chapitres

Chapitre I : Dynamique des pêches artisanales et usage des ressources halieutiques dans les communautés riveraines du bassin du Tapajós

Une analyse socio-économique a permis d'illustrer la diversité socio-économique et religieuse chez quatre communautés riveraines vivant autour des lacs adjacents au rio Tapajós et également de relier cette diversité à l'origine des fermiers (Farella, 2005). À l'instar de ces travaux, les activités réalisées dans le cadre de ce chapitre ont mené à une analyse détaillée de l'importance de l'activité de pêche au sein des communautés riveraines distinctes, de la dynamique existante dans le cadre de cette activité et de la perception des hommes et des femmes sur les origines des changements environnementaux survenus au fil des temps sur

leurs sites de pêche et sur l'état des ressources halieutiques. La caractérisation des pratiques de pêche et de l'usage des ressources halieutiques a été basée sur les connaissances locales des hommes et des femmes des communautés participantes.

Chapitre II : Variations spatio-temporelles de la richesse, la diversité et la répartition des tailles de communautés de poissons provenant de 6 milieux aquatiques situés dans le bassin du Tapajós, en Amazonie brésilienne

Ce chapitre a permis d'évaluer la dynamique de l'ichtyofaune des milieux lenticques et lotiques étudiées et de connaître leurs fluctuations spatiales et temporelles. Notre objectif a été d'étudier les variations dans l'abondance et la distribution des différentes espèces capturées dans 6 milieux aquatiques et de relier ces variables à divers paramètres environnementaux.

Chapitre III : Influence des facteurs écologiques et des caractéristiques des bassins versants sur les niveaux de Hg dans les poissons amazoniens

Le but de ce chapitre clé dans la présente thèse était de contribuer à l'identification des caractéristiques environnementales et à la compréhension de l'impact des diverses activités humaines locales sur la contamination au Hg des ressources halieutiques locales. Nous avons donc cartographié la contamination de 10 espèces dominantes de poissons provenant de différents écosystèmes aquatiques présents dans le bassin du Rio Tapajós. De plus, nous avons cherché à expliquer la(es) variation(s) spatio-temporelle(s) des teneurs en Hg chez ces poissons à travers l'analyse de l'influence des caractéristiques bio-écologiques des poissons et des milieux, du nombre d'habitants et des captures effectuées par les pêcheurs locaux et l'utilisation des terres et les couvertures végétales présentes dans les bassins versants des sites d'échantillonnages.

Chapitre IV : Mercure total et méthylmercure dans les gonades et tissus musculaires des poissons femelles du bassin du Tapajós

Trois principales raisons ont animé la réalisation de ce chapitre. D'abord, le constat de travaux réalisés ailleurs dans le monde à l'effet que le Hg engendre des effets nocifs à la santé reproductive des téléostéens. Deuxièmement, la remarque que les études sur le Hg réalisées jusqu'à maintenant en Amazonie brésilienne ont présenté davantage un caractère épidémiologique dédié à la santé humaine et ce, tout en négligeant le risque potentiel également encouru à la santé des poissons eux-mêmes et d'autres animaux dont ces poissons constituent la base alimentaire. Finalement, l'observation lors de nos nombreux séjours sur le terrain que les riverains consomment habituellement les œufs (gonades) des poissons. La présente étude a été réalisée avec des échantillons de poissons fréquemment consommés par les populations riveraines locales et qui proviennent des milieux aquatiques amazoniens présentant un niveau réaliste d'exposition au Hg. Ce travail pionnier visait deux objectifs principaux afin de savoir si le niveau actuel de contamination représente un danger potentiel à la santé des poissons : i) déterminer les teneurs en Hg et en MeHg dans les gonades des poissons femelles prédateurs (P) et non-prédateurs (N-P) provenant du bassin du Tapajós; ii) préciser le rapport existant entre l'organotropisme de ce métal, le Hg accumulé dans les muscles et le régime alimentaire et la taille des poissons.

Chapitre V : La présence antagonique du Hg et du Se chez 5 espèces dominantes de poissons du bassin du Rio Tapajós

Certaines études animales suggèrent que le Se pourrait contrer les effets toxiques du Hg. Étant donné la nature ambivalente du Se, passant de l'état de carence à l'état normal, puis à la toxicité grâce à une minime quantité, il représente un sujet de recherche intéressant et paradoxal dans les sciences de l'environnement. Malgré le fait que le risque silencieux du Hg sur la santé des ressources halieutiques amazoniennes soit reconnu, très peu d'auteurs se sont penchés sur les effets interactifs du Se avec ce contaminant. Afin de connaître le rôle du Se dans la contamination au Hg des poissons tropicaux, l'objectif de ce chapitre a été de mettre en lumière les niveaux de Se et de connaître son interaction avec le Hg chez 5 espèces dominantes de poissons capturées dans 5 milieux aquatiques à faciès lentique et lotique reliés au rio Tapajós.

Références bibliographiques

- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F.P.J., Pfeiffer, W.C.; Kato, H. 1995. Methylmercury pollution in Amazon, Brazil. *Sci. Tot. Environ.*, 175: 85-95.
- Allan, J. D.; Flecker, A.S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43(1) : 32-43.
- Babiarz, C. L.; Hurllet, J. P.; Benoit, J. M.; Schafer, M. M.; Andren, A. W.; Webb, D. A. 1998. Seasonal influences on partitioning and transport of total and methylmercury in rivers from contrasting watersheds. *Biogeochemistry*, 43, 237-57.
- Barbosa, A.C.; Souza, J.; Dorea, J.G.; Jardim, W.F.; Fadini, P.S. 2003. Mercury biomagnification in a tropical black water, Rio Negro, Brazil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 45 : 235-246.
- Bodaly, R.A.; Rudd, J.W.M.; Fudge, R.J.P.; Kelly, C.A. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 980-987.
- Boischio, A.A.; Henshel, D.; Barbosa, A.C. 1993. Mercury exposure through fish consumption by the upper Madeira River population, Brazil – 1991. *Ecosystem Health*, 1(3): 177-192.
- Boischio, A.A.P.; Henshel, D.; Barbosa, A.C. 1995. Mercury exposure through fish consumption by the Upper Madeira River population, Brazil – 1991. *Ecosystem Health*.1: 177-192.
- Boudou, A.; Delnomdedieu, M.; Georgescauld, D.; Ribeyre, F.; Saouter, E. 1991. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels). *Water Air Soil Pollut.*, 56: 807-821.
- Bowlby, J.N.; Gunn, J.M.; Liimatainen, V.A. 1988. Metals in stocked lake trout (*Salvelinus namaycush*) in lakes near Sudbury, Canada. *Water Air Soil Pollut.*, 39: 217-230.
- Brabo, E. S.; de Oliveira Santos E.; Maura de Jesus I.; Fernando Silva Mascarenhas A.; de Freitas Faial K. 2000. Mercury contamination of fish and exposures of an Indigenous Community in Pará State, Brazil. *Environmental Research*, 84: 197-203.
- Branches, F.J.P.; Erickson, T.B.; Aks, S.E.; Hryhorczuk, D.O. 1993. The price of gold: Mercury exposure in the amazonian rain forest. *Journal of Toxicology - Clinical Toxicology*, 31(2) : 295-306.
- Branches, F.J.P.; Erickson, T.B.; Aks, S.E.; Hryhorczuk, D.O. 1993. The price of gold: mercury exposure in the Amazonian rain forest. *Journal of Toxicology and Clinical Toxicology*, 31:295-306.
- Cabana, G.; Rasmussen, J.B. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, 372: 255-257.
- Cabana et al., 1994 G. Cabana, A. Tremblay, J. Kalff and J.B. Rasmussen, Pelagic food chain structure in Ontario lakes a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*), *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 (1994), pp. 381-389.
- Carignan, R.; Planas, D.; Vis, C. 2000. Planktonic production and respiration in oligotrophic Shield lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 45: 189-199.
- Carrel, G.; Rivier, B. 1996. Distribution of three euryoecious cyprinids in the main channel of the Lower River Rhône. *Archiv Für Hydrobiologie*, 113, 363-374.

- Castilhos, Z.C.; Bidone, E.D.; Hartz, S.M. 2001. Bioaccumulation of mercury by Tucunaré (*Cichla ocellaris*) from Tapajós River region, Brazilian Amazon: a field dose-response approach. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66: 631-637.
- Celo, V.; Lean, D.R.; Scott, S.L. (2006). Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *Sci Total Environ.*, 1, 368(1):126-37.
- Chen, C.Y.; Stemberger, R.S.; Klaue, B.; Blum, J.D.; Pickhardt, P.C.; Folt, C.L. 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 45: 1525-1536.
- Cremona, F. 2006. Facteurs environnementaux, autres que la structure du réseau trophique, influençant la contamination en mercure des poissons. Rapport de Synthèse Environnementale présenté au Programme de Doctorat en Sc. de l'Environnement de l'UQAM, 50 p.
- Cunico, A.; Agostinho, A.; Latini, J. 2007. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4) :1101-1110.
- Dolbec, J.; Mergler, D.; Sousa Passos, C.J.; Morais, S.S.; Lebel, J. 2000. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *Int Arch Occup Environ Health*, 73: 195-203.
- Dorea, J.G.; Moreira, M.B.; East, G.; Barbosa, A.C. 1998. Selenium and mercury: concentrations in some fish species of the Madeira River, Amazon Basin, Brazil. *Biol Trace Elem Res*, 65: 1-10.
- Doyon, J.-F.; Schetagne, R.; Verdon, R. 1998. Different mercury bioaccumulation rates between sympatric populations of dwarf and normal lake whitefish (*Coregonus chupeaformis*) in the La Grande complex watershed, James Bay, Québec. *Biogeochemistry*, 40: 203-216.
- Essington, T.E.; Houser, J.N. 2003. The effect of whole-lake nutrient enrichment on mercury concentration in age-1 yellow perch. *Tran. Am. Fish. Soc.*, 132: 57-68.
- Fitzgerald, W.F.; Mason, R.P.; Vandal, G.M. 1991. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions. *Water Air Soil Pollut*, 56, 745-767.
- Foster, E.P.; Drake, D.L.; DiDomenico, G. 2000. Seasonal changes and tissue distribution of mercury in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) from Dorena Reservoir, Oregon. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 38: 78-82.
- Fostier, A.H.; Oliveira, S.M.B.; Guimarães, J.-R.D.; Fortir, M.C.; Melfi, A.J. Boulet, R.; Favaro, D.I.T.; Krug, J.F. 1999. Mercury accumulation in natural forested Amazonian soils. In Barbosa J.P., Melamed R., Vilas-Bôas R. Grimaldi, M.; Grimaldi, C. and Dutin, G. (2000). Programme Mercure en Guyane du CNRS-PEVS, volet Sols. Distribution spatiale du mercure dans les sols. Rapport de mission. Paris.
- Garcia, E.; Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 129-135.
- Grandjean, P.; White, R.F.; Nielsen, A.; Cleary, D.; De Oliveira Santos, E.C. 1999. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. *Environmental Health Perspectives*, 107(7): 587-591.

- Greenfield, B.K.; Hrabik, T.R.; Harvey, C.J.; Carpenter, S.R. 2001. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 1419-1429.
- Guedron, S.; Grimaldi, C.; Chauvel, C.; Spadini, L.; Grimaldi, M. 2006. Weathering versus atmospheric contributions to mercury concentrations in French Guiana soils. *Applied Geochemistry*, 21 (11): 2010-2022.
- Guimarães, J.R.D.; Fostier, M.C.; Forti, J.Á.; Melfi, H.; Kehrig, J.B.N. Mauro; O. Malm; J.F. Krug. 1999. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon, *Ambio* 28: 296–301.
- Håkanson, L. 1980. The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination on the Hg-content of fish (pike). *Environ. Pollut. (Series B)*, 1: 285-304.
- Hall, B.D.; Bodaly, R.A.; Fudge, R.J.P.; Rudd, J.W.M.; Rosenberg, D.M. 1997. Food as a dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water Air Soil Pollut.*, 100: 13-24.
- Hanten, R.P.; Jr., Neumann, R.M.; Ward, S.M.; Carley, R.J.; Perkins, C.R.; Pirrie, R. 1998. Relationships between concentrations of mercury in largemouth bass and physical and chemical characteristics of Connecticut lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 127: 807-818.
- Harris, R.C.; Bodaly, R.A. 1998. Temperature, growth, and dietary effects on fish mercury dynamics in two Ontario lakes. *Biogeochemistry*, 40: 175-187.
- Hill, W.H.; Stewart, A.J.; Napolitano, G.E. 1996. Mercury speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 812-819.
- <http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches.htm>.
- Huckabee, J.W.; Elwood, J.W.; Hildebrand, S.G. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota. In *The biogeochemistry of mercury in the environment*, Nriagu, J.O. (Ed.). Elsevier Science Publishing Co., Inc., New York. pp. 277-302.
- Hurley, J. P.; Cowell, S. E.; Schafer, M. M.; Hughes, P. E. 1998. Partitioning and transport of total and methylmercury in the lower Fox River, Wisconsin. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1424–32.
- Hurley, J. P.; Shafer, M. M.; Cowell, S. E.; Overdier, J. T.; Hughes, P. E.; Armstrong, D. E. 1996. Trace metal assessment of Lake Michigan tributaries using low-level techniques. *Environ. Sci. Technol.*, 30: 2093–8.
- Hurley, J.P.; J.M. Benoit; C.L. Babiarez; M.M. Shafer; A.W. Andren; J. R. Sullivan; R. Hammond; D.A. Webb. 1995. Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. *Environmental Science and Technology*, 29:1867-1875.
- INERIS. 2003. Mercure et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Institut National de l'Environnement industriel et de Risques.
- Johnson, M.G. 1987. Trace elements loadings to sediments of fourteen Ontario lakes and correlations with concentrations in fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 3-12.
- Joly, C.A.; Spigolon, J.R.; Lieberg, S.A.; De Salis, S.M.; Aida, M.P.M.; Metzger, J.P.W.; Zickel, C.S.; Lobo, P.C.; Shimabukuro, M.T. Marques, M.C.M.; Salino, A. 2001. Projeto Jacaré-Pepira – O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. In: R.R. Rodrigues et & H.F. Leitao-Filho (Eds.), p. 271-287. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Edusp, São Paulo, 320 p.

- Junk W.J., Bayley P.B., Sparks E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In : D.P. Dodge (ed.), Proc. Internat. Large River symp., Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. : 110-127.
- Kidd, K.A.; Hesslein, R.H.; Fudge, R.J.P.; Hallard, K.A. 1995. The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentrations in freshwater organisms. *Water Air Soil Pollut.*, 80: 1011-1015.
- Latif, M.A.; Bodaly, R.A.; Johnston, T.A.; Fudge, R.J.P. 2001. Effects of environmental and maternally derived methylmercury on the embryonic and larval stages of walleye (*Stizostedion vitreum*). *Environ. Pollut.*, 111: 139-148.
- Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Larribe, F. 1997. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Pollut.*, 97: 31-44.
- Lindqvist, O. 1991a. Chapter 11: Mercury in forest lake ecosystems – bioavailability, bioaccumulation and biomagnification. In *Mercury in the Swedish environment. Recent research on causes, consequences and corrective methods.* *Water Air Soil Pollut.*, 55: 131-157.
- Lindqvist, O. 1991b. Chapter 14: Measures to reduce mercury in fish. Recent research on causes, consequences and corrective methods. In *Mercury in the Swedish environment.* *Water Air Soil Pollut.*, 55: 193-216.
- Loreau M. & Mouquet N. (1999) Immigration and the maintenance of local species diversity. *American Naturalist*, 154 : 427-440.
- MacArthur, R. H.; Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography.* Princeton University Press, Princeton, 224p.
- MacArthur, R.H.; Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.*, Chicago, 101: 377-385.
- MacCrimmon, H.R.; Wren, C.D.; Gots, B.L. 1983. Mercury uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadenac lake with comparative data from other precambrian shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 114-120.
- MacRury, N.K.; Graeb, B.D.S.; Johnson, B.M.; Clements, W.H. 2002. Comparison of dietary mercury exposure in two sympatric top predator fishes, largemouth bass, and northern pike: a bioenergetics modelling approach. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 9: 137-147.
- Malm, O.; Guimarães, J.R.D.; Castro, M.B.; Bastos, W.R.; Viana, J.P.; Branches, F.J.P.; Silveira, E.G.; Pfeiffer, W.C. 1997. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brazil. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 45–51.
- Malm, O.; Pfeiffer, W.C.; Souza, C.M.M. and Reuther, R. 1990. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira river basin, Brazil. *Ambio*, 19:11-15.
- Martinelli, L.A.; Ferreira, J.R.; Forsberg, B.R.; Victoria, R.L. 1988. Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequence. *Ambio*, 17(4), 252-254.
- Mason, R.P.; Fitzgerald, W.F. 1990. Alkylmercury species in the equatorial Pacific. *Nature*, 347, 457-459.
- Maurice-Bourgoin, L.; Quiroga, I.; Chincheros, J.; Courau, P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Sci. Total Environ.*, 260: 73-86.
- Norstrom, R.J.; McKinnon, A.E.; deFreitas A.S.W. 1976. A bioenergetics-based model for pollutant accumulation by fish. Simulation of PCB and methylmercury residue levels

- in Ottawa River yellow perch (*Perca flavescens*). J. Fish. Res. Bd. Canada, 33: 248-267.
- Parks, J.W. 1988. Selected ecosystem relationships in the mercury contaminated Wabigoon-English river system, Canada, and their underlying causes. Water Air Soil Pollut., 42: 267-279.
- Passos, C.-J.S.; Mergler D; D.; Lemire, M.; Fillion, M.; Guimarães, J-R. D. 2007a. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. The Science of the Total Environment, 373:68-76.
- Passos, C.-J.S.; Sampaio da Silva, D.; Lemire, M.; Fillion, M.; Guimarães, J-R. D.; Lucotte, M.; Mergler D. 2007b. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. *In press*: Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology.
- Pfeiffer, W.C; Lacerda, L.D. 1988. Mercury inputs into the Amazon Region. Environm. Technol. Lett., 9: 325-330.
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. American Naturalist, 100:33-46.
- Pinheiro, M.C.N.; Guimarães, G.A.; Nakanishi, J.; Oikawa, T.; Vieira, J.L.; Quaresma, M.; Cardoso, B.; Amoras, W. 2000. Avaliação da contaminação mercurial mediante análise do teor de Hg total em amostras de cabelo em comunidades ribeirinhas do Tapajós, Pará, Brasil. Rev. Soc. Bras. Med. Trop. 33(2): 181-184.
- Pinheiro, M.C.N.; Oikawa, T.; Vieira, J.L.F.; Gomes, M.S.V.; Guimarães, G.A.; Crespo-López, M.E.; Muller, R.C.S.; Amoras, W.W.; Ribeiro, D.R.G.; Rodrigues, A.R.; Côrtes, M.I.T.; Silveira, L.C.L. 2006. Comparative study of human exposure to mercury in riverside communities in the Amazon region. Braz J Med Biol Res., 39: 411-414.
- Pirrone, N. et Mahaffey, K. (2005). Where we stand on mercury pollution and its health effects on regional and global scales. In: Dynamics of Mercury Pollution on Regional and Global Scales: Atmospheric Processes, Human Exposure Around the World, N. Pirrone and K. Mahaffey (Edi.). Springer Publisher, Norwell, MA, USA.
- Ponce, R. A.; Bloom N.S. 1991. Effect of pH on the bioaccumulation of low level, dissolved methylmercury by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Water Air Soil Pollut., 56: 631-640.
- Post, J.R.; Vandenbos, R.; McQueen, D.J. 1996. Uptake rates of food chain and waterborne mercury by fish: field measurements, a mechanistic model, and an assessment of uncertainties. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 395-407.
- Rodgers, D.W.; Beamish, F.W.H. 1983. Water quality modifies uptake of waterborne methylmercury by rainbow trout *Salmo gairdneri*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 824-828.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Urbain, A.; Tran, S.; Rheault, I.; Farella, N.; Silva, E.J.; Dezincourt, J.; Passos, C.J.S.; Santos Soares, G.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. 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. Sci. Total Environ., 223 : 1-24.
- Rudd, J.W.M.; Turner, M.A 1983. The English-Wabigoon river system: V. mercury and selenium bioaccumulation as a function of aquatic primary productivity. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 2251-2259.

- Rudd, J.W.M.; Turner, M.A.; Townsend, B.E.; Swick, A.; Furutani, A. 1980. Dynamics of selenium in mercury contaminated experimental fresh water ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 848-857.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Santo, E.O. et Crossa, M. 2005. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of 3 natural lakes of the Brazilian Amazon. *Water Air and Soil Pollution*, 165: 77-94.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Santo, E.O.; Crossa, M. 2006. Mercury in fish of the Tapajós River in the Brazilian Amazon/Mercúrio nos peixes do rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs*, 1 : 1-31.
- Santos, E.C.O.; de Jesus, I.M.; Brabo, E.S.; Fayal, K.F.; Filho, G.C.S.; Lima, M.O.; Miranda, A.M.M.; Mascarenhas, A.S.; Sá, L.L.C.; da Silva, A.P.; Câmara, V.M. 2003. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. *Rev Bras Epidemiol*, 6(2): 171-185.
- Santos, E.C.O.; Sá, G.C.; Jesus, I.M.; Brabo, E.S.; Câmara, V.M.; Lima, M.O.; Faial, K.F.; Mendes, R.A.; Mascarenhas, A.F.S. 2005. Mercúrio no Rio Negro, Amazonas, Brasil – estudo preliminar de indicadores de exposição no pescado e em populações humanas. *Cad Saúde Coletiva*, 13(1): 225-236.
- Scheuhammer, A.M.; Graham, J.E. 1999. The bioaccumulation of mercury in aquatic organisms from two similar lakes with differing pH. *Ecotoxicology*, 8: 49-56.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185:27-39.
- Scott, D.P.; Armstrong, F.A. 1972. Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from Manitoba and north-western Ontario. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 39: 1685-1690.
- Simoneau, M.; Lucotte, M.; Garceau, S.; Laliberté, D. 2005. Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern Canadian lakes. *Environ. Res.*, 98: 73-82.
- Slooff, W.; Van Beelen, P.; Anne, J.A.; Janus J.A. 1995. Integrated Criteria Document Mercury. RIVM, n°601014008.
- Snodgrass, J.W.; Jagoe, C.H., Bryan, A.J.; Jr., Brant, H.A.; Burger, J. 2000. Effects of trophic status and wetland morphology, hydroperiod, and water chemistry on mercury concentrations in fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 171-180.
- St Louis, V. L.; Rudd, J. W. M.; Kelly, C. A.; Beaty, K. G.; Bloom, N. S.; Flett, R. J. 1994. Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 1065–76.
- Stein, E.D.; Cohen, Y.; Winer, A.M. 1996. Environmental distribution and transformations of mercury compounds. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 26, 1-43.
- Suns, K.; Hitchin, G. 1990. Interrelationships between mercury levels in yearling yellow perch, fish condition and water quality. *Water Air Soil Pollut.*, 50: 255-265.
- Surette, C.; Lucotte, M.; Doire, J.; Tremblay, A. 2003. Mercury bioaccumulation in fish: effects of intensive fishing in three natural lakes of Northern Québec, Canada.. *J. Phys. IV France*, 107: 1143.
- Turner, M.A.; Swick, A.L. 1983. The English Wabigoon River Ontario Canada system IV: Interaction between mercury and selenium accumulated from waterborne and dietary sources by northern pike *Esox lucius*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 2241-2250.

- USEPA. 1997. Fate and transport of mercury in the environment. Mercury study report to Congress. United States Environmental Protection Agency. EPA-452/R-97-005. <http://www.epa.gov>.
- Verdon, R.; Tremblay, A. 1999. Mercury accumulation in fish from the La Grande complex: influence of feeding habits and concentrations of mercury in ingested prey. In Mercury in the biogeochemical cycle. Edited by M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois, A. Tremblay. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Verta, M. 1990. Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 1888-1897.
- Watras, C. J.; Back, R.C.; Halvorsen, S.; Hudson, R.J.M.; Morrison, K.A.; Wentz, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. Sci. Total Environ., 219: 183-208.
- WHO IPCS. 1989. Environmental Health Criteria 86: Mercury environmental aspects. World Health Organization, Geneva. <http://www.inchem.org>.
- Wren, C.D.; MacCrimmon, H.R. 1983. Mercury levels in the sunfish *Lepomis gibbosus*, relative to pH and other environmental variables of Precambrian Shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 1737-1744.
- Wren, C.D.; Scheider, W.A.; Wales, D.L.; Buncaster, B.W.; Gray, I.M. 1991. Relation between mercury concentrations in walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*) in Ontario lakes and influence of environmental factors. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 132-139.

CHAPITRE I

DYNAMIQUE DES PÊCHES ARTISANALES ET USAGE DES RESSOURCES HALIEUTIQUES DANS LES COMMUNAUTÉS RIVERAINES DU BASSIN DU TAPAJÓS

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Paquet, S.; Saint-Charles, J.

Chapitre à soumettre pour publication dans sa version anglaise à *Ecology and Society*

Résumé

Les activités de pêche vivrière et artisanale réalisées dans le bassin du Tapajós ont été analysées en fonction d'une série de paramètres socio-écologiques caractérisant les populations locales. Nos efforts se sont concentrés autour d'une recherche participative visant à procurer une compréhension approfondie de ces activités et à expliciter la perception des pêcheurs hommes ou femmes sur l'état des ressources halieutiques de la région à l'étude. Une recherche basée sur l'application d'un court questionnaire a été menée dans 12 communautés riveraines. De plus, une étude ponctuelle a été entreprise dans 6 communautés préalablement choisies parmi les 12 communautés, où un questionnaire détaillé a permis d'approfondir les informations précédemment recueillies. Des résultats nouveaux, reliés à la pêche vivrière et artisanale réalisée dans cette région, ont ainsi été mis en évidence. Ceux-ci apportent un nouvel éclairage plus détaillé sur les rôles respectifs des hommes et des femmes, les pratiques et les stratégies de pêches adoptées, l'organisation communautaire des pêcheurs ainsi que l'identification des changements environnementaux, et ceux sur la ressource halieutique, observés au fil des années, de même que sur la perception des pêcheurs quant aux origines de ces changements et aux solutions à y apporter.

Mots-clés : Pêche, pêcheur, perception

1. Introduction

La pêche est une activité économique, sociale et culturelle d'importance en Amazonie et le poisson peut être considéré comme étant la plus importante source de protéine animale chez les populations riveraines. Cinq types de pêche co-existent actuellement en Amazonie brésilienne : la pêche de subsistance, la pêche artisanale ou commerciale multi-spécifique destinée au marché local, la pêche commerciale mono-spécifique destinée à l'exportation vers d'autres états et l'extérieur du pays, la pêche dans les réservoirs hydroélectriques et la pêche visant les espèces ornementales. On retrouve essentiellement, dans la région qui fait l'objet de notre étude, les deux premières catégories.

La pêche de subsistance est une pratique traditionnelle et quotidienne réalisée par des groupes humains (familles, villages, groupes ethniques, etc.) qui sont dépendants de cette ressource (Dias-Neto et Dornelles, 1996). Le lien de dépendance inclut la survie physique, le maintien des cultures et de la structure sociale. La diversité d'engins de pêche utilisés et d'espèces exploitées caractérise ce type de pêche (Batista et al., 1998 ; 2000 ; Freitas et Batista, 1999 ; Freitas et Rivas, 2006) qui est pratiqué par des hommes, des femmes et des enfants (Freitas et Batista, 1999).

La pêche artisanale ou commerciale multi-spécifique concerne l'approvisionnement des centres urbains (Ruffino et al., 1998). Dans la région étudiée, la production est destinée principalement aux marchés de Santarém, d'Aveiro, d'Itaituba et également des communautés elles-mêmes. Les infrastructures qui caractérisent les marchés sont cependant absentes dans ces dernières. La mise en marché est en fait réalisée soit par un membre de la famille dans les rues des villages, soit directement au port des communautés par les pêcheurs lors de leur arrivée. Le troc a été fréquemment observé dans cette région. Diegues (1983) mentionne que la pêche artisanale est souvent caractérisée par l'effort de travail de l'unité familiale ou des groupes voisins. La diversité des engins de pêches utilisés, l'exploitation de plusieurs espèces, la technologie rudimentaire et le niveau élevé de dépendance envers la connaissance traditionnelle empirique (soit pour repérer les bancs de poissons ou identifier les sites de pêche) caractérisent ce type de pêche (Petrere Jr., 1983 ; 1985 ; Ruffino et al.,

1998). À l'échelle du Brésil, les pêches continentales sont principalement réalisées par des pêcheurs artisanaux et ces derniers sont responsables de la majeure partie des captures provenant des eaux intérieures (Paiva, 1997 ; IBAMA, 2004).

Le présent travail est une composante du volet abordant la présence et la dynamique du mercure (Hg) dans les écosystèmes et les ressources halieutiques du bassin du Tapajós. Dans cette région, des niveaux élevés de Hg dans les poissons ont déjà été documentés. Ce qui laisse présager l'existence d'une menace à la santé de l'ichtyofaune et finalement des consommateurs de cette ressource. Nos efforts s'insèrent dans la phase 3 du projet CARUSO, qui visait à mettre en place des interventions adaptées à la diversité des communautés et des écosystèmes en vue de diminuer la contamination régionale au Hg et d'améliorer la santé et le bien-être des populations humaines, le tout avec une approche écosystémique.

Les travaux réalisés lors de la 2ème phase du projet CARUSO, ont notamment permis de mettre sur pied un projet pilote basé sur les habitudes alimentaires et les pratiques de pêche réalisées dans un village du Tapajós. Celui-ci a permis de réduire considérablement les niveaux de Hg chez les habitants de ce village, tout en maintenant la consommation de poissons (Mergler et al., 2001; Lucotte et al., 2004; Mertens et al., 2005). La comparaison du régime alimentaire et de l'exposition au Hg chez les mêmes personnes, en 1995 et 2000, a montré que celles-ci continuaient à manger les mêmes quantités de poissons, mais que la proportion des poissons non-prédateurs consommés avait augmenté, avec pour conséquence une diminution de près de 40 % de l'exposition au Hg tel que mesuré par les niveaux du contaminant dans les cheveux (Mergler et al., 2001).

De plus, une analyse socio-économique a permis d'illustrer la diversité démographique, religieuse, historique et économique des familles vivant autour de quatre lacs adjacents au Rio Tapajós (Cupu, Araipa, Bom Intento et Pereira) (Farella, 2005). Des différences importantes ont été observées chez les fermiers d'origine nordestine et les fermiers d'origine amazonienne quant à leurs méthodes de production, la vente des produits agricoles, leur implication dans l'élevage bovin, la chasse et la pêche, ainsi que dans l'impact de leurs

activités sur l'environnement. À l'instar des travaux de Farella (2005), ce chapitre vise à faire une analyse détaillée de la diversité relative à la dynamique des pêches et à l'usage des ressources halieutiques, laquelle permettra de poser les fondements de stratégies visant à diminuer l'exposition au Hg des populations riveraines à l'échelle du bassin du Rio Tapajós.

La caractérisation des pratiques de pêche et de l'usage des ressources halieutiques, objet d'étude de ce chapitre, est basée sur les connaissances locales des hommes et des femmes des communautés participantes. Notre objectif général est d'analyser certains aspects socio-écologiques liés à la pêche, l'utilisation des ressources halieutiques et le régime alimentaire des riverains du bassin du Tapajós. De manière spécifique nous voulons :

- Évaluer l'importance de l'activité de pêche par rapport aux autres activités productives réalisées et l'importance des ressources halieutiques au sein de 12 communautés riveraines du bassin du Tapajós;
- Décrire et comparer les techniques de pêche et les stratégies adoptées par les pêcheurs et pêcheuses vivant dans différentes communautés pour exploiter la ressource halieutique;
- Comparer l'effort et le rendement des pêches au sein des différentes communautés à l'étude;
- Analyser l'organisation communautaire des adeptes de la pêche et la mise en marché des produits;
- Documenter les changements perçus au fil des années par les pêcheurs sur leurs sites de pêches et les ressources halieutiques.
- Connaître la perception des pêcheurs sur les origines des changements signalés et les solutions à y apporter.

Dans le but d'alléger ce chapitre, des analyses complémentaires sont présentées à l'annexe 1. Nos efforts se sont concentrés autour d'une recherche participative visant à nous procurer une compréhension approfondie de l'activité de pêche et de la perception des pêcheurs/pêcheuses sur l'état de leur environnement et de la ressource halieutique du bassin du Rio Tapajós. Ceci a été réalisé dans le but de favoriser l'incorporation des perceptions, des connaissances et des

lacunes des populations locales dans tout exercice visant à élaborer des pistes d'interventions et/ou alternatives en vue de diminuer l'exposition humaine au Hg et de sauvegarder la ressource aquatique.

2. Matériels et Méthodes

Un terrain d'exploration, réalisé en janvier 2003 dans la région étudiée, a permis la rencontre des personnes-clés de 28 villages (représentants; enseignants; agents de santé, etc.). Lors de ce séjour, plusieurs informations socio-économiques ont été recueillies et la visite des lieux effectuée, ce qui a permis de cibler quelques communautés respectant l'hétérogénéité humaine et biophysique locale.

Dans la portion du Tapajós entre la communauté de São Luiz do Tapajós et la ville de Aveiro, on retrouve de nombreuses communautés riveraines dont la taille et l'origine de la population varient. Outre ces facteurs, les communautés se distinguent quant à leur âge, à la religion prédominante, aux principales activités de subsistance (agriculture, chasse, pêche), au régime alimentaire (basé ou non exclusivement sur les ressources halieutiques), à l'accessibilité à l'éducation, à l'accès aux soins de santé ou à l'accès aux principaux marchés locaux. Une recherche, basée sur l'application d'un court questionnaire, a été menée dans 12 communautés riveraines. De plus, une étude transversale a été entreprise dans 6 communautés préalablement choisies parmi les 12 communautés, où un questionnaire détaillé a permis d'approfondir les informations précédemment recueillies. En parallèle à l'application des questionnaires, une activité de recensement a aussi été réalisée par notre équipe dans ces 12 communautés lors d'un deuxième séjour sur le terrain en 2004 (Tableau 1).

Tableau 1- Caractéristiques socio-économiques, politiques et culturelles de 12 communautés riveraines du Tapajós.

Ces données ont été obtenues lors du recensement réalisé en 2003 par l'équipe du Projet Caruso.

Communauté	Code	Latitude Longitude	Population adulte (15 ans et plus)	Fondation	Maisonnées (N)	État de provenance des riverains	Années scolaires complétées ²	Religions repérées	Activités de subsistance
São Luiz do Tapajós*	SL	04°27'29.2"S 56°14'59.8"W	286	Ancienne (date non précisée)	108	Pará 90,6% Maranhão 6,0% Mato Grosso 1,5%	4,8 ± 2,8 ans	Catholique et Protestant	Pêche Agriculture Élevage
Nova Canaã*	NC	04°22'16.9"S 56°14'36.7"W	56	Récente (1987)	35	Pará 67,6% Maranhão 14,7% Ceará 11,8% Autre 5,9%	2,9 ± 2,3 ans	Évangélique et Assemblée de Dieu	Pêche Agriculture Élevage
Santo Antônio*	ST	04°16'07.1"S 55°54'36.1"W	75	Ancienne (date non précisée)	25	Pará 71,1% Maranhão 26,3% Goias 2,6%	3,0 ± 2,4 ans	Catholique	Pêche Agriculture Élevage
Vista Alegre Mussum*	VM ou VIS et MUS	03°41'07.6"S 55°24'40.5" W	62 88	Ancienne (date non précisée)	30	Pará 100% Pará 90,6% Mato Grosso 6,2% Maranhão 3,1%	4,4 ± 2,1 ans 3,3 ± 2,4 ans	Catholique	Pêche Agriculture Élevage Constructio n navale
Açaituba*	AC	03°49'42.6"S 55°21'21.2" W	62	Récente (1996)	42	Pará 72,4% Maranhão 17% Autres 10,3%	2,1 ± 2,1 ans	Évangélique	Pêche Agriculture
Ipaupixuna	IP	04°13'23.0"S 55°56'54.5" W	103	Ancienne (1926)	40	Pará 92,1% Maranhão 4,9 Autre 3%	3,1 ± 2,0	Catholique	Pêche Agriculture Élevage
Novo Paraiso	NP	04°09'41.6"S 55°52'37.8" W	25	Ancienne (1974)	11	Pará 60% Maranhão 16 % Piauí 4% Goias 8% et Minas gerais 12%	3,1 ± 3,0	Évangélique et Assemblée de Dieu	Pêche Agriculture Élevage

Curi-Timbo	TI	04°00'07.0"S 55°38'35.5"W	68	Ancienne (1798)	20	Pará 100%	3,9 ± 2,4	Catholique et Protestant	Pêche Agriculture
Curi-Teça	TE	04°01'50.3"S 55°41'00.8"W	62	Ancienne (1903)	50	Pará 90,3% Maranhão 4,8% Goiás 1,6% et sans réponse 3,2%	4,3 ± 2,4	Catholique	Pêche Agriculture
Campo Alegre	CA	03°45'07.3"S 55°28'59.8"W	36	Récente (1985)	12	Pará 83,3% Maranhão 5,6% Paraíba 2,8% et sans réponse 8,3%	3,1 ± 2,0	Catholique et Protestant	Pêche Agriculture Élevage
Sumauma	SU	03°44'45.6"S 55°27'52.9"W	42	Ancienne (date non précisée)	15	Pará 64,3% Maranhão 16,7% Goiás 7,1% Parana 4,8% Autre 7,1%	4,5 ± 1,9	Catholique, Dieu est amour et Protestant	Pêche Agriculture Élevage
Santa Cruz	SC	03°38'31.1"S 55°22'33.7"W	284	Ancienne (date non précisée)	172	Pará 87% Maranhão 8,8% Autre 4,2%	5,7 ± 2,8	Catholique, Assemblée de Dieu et Baptiste	Pêche Agriculture Élevage

² Moyenne établie sur les données des personnes ayant participé au recensement en 2003

* Communauté faisant partie de l'étude approfondie

Les six communautés ciblées pour l'étude ponctuelle ont été formées à différents moments et elles semblent bien refléter la diversité des écosystèmes et des populations locales. São Luiz do Tapajós est la plus ancienne et Açaituba la plus récente. Quatre communautés sont situées sur les rives du Tapajós et deux (Santo Antônio et Açaituba) sont situées respectivement sur les rives du Itapacurazinho et du Cupari (Figure 1). La localisation, la surface et la disposition des maisons sont présentées sur l'annexe 1. Toutes les communautés sont desservies par un système de génération et de distribution d'électricité qui fonctionne quotidiennement en moyenne de 18 h à 22 h, à l'exception d'Açaituba. Quelques problèmes ponctuels communs à certaines périodes de l'année peuvent cependant mettre en péril le bon fonctionnement du système dans son ensemble (générateur ou réseau de distribution). Les riverains s'approvisionnent en eau généralement dans le cours d'eau principal, soit le Tapajós, le Cupari ou l'Itapacurazinho, sauf quelques exceptions lorsque, par exemple, les gens disposent d'une source naturelle. São Luiz do Tapajós est la seule communauté à offrir une gamme de services semblables à ceux que l'on retrouve en milieu urbain (petits magasins généraux, bars, téléphones publics, poste de santé et école (primaire et secondaire). Les autres communautés offrent cependant au moins une école d'enseignement de niveau primaire.

Les six communautés choisies respectent les quatre critères généraux suivants : i) elles sont situées dans la région du Tapajós; ii) l'existence d'un lien de dépendance socio-économique de l'activité de pêche est avéré; iii) elles sont habitées par plus de 10 familles et iv) elles sont représentatives de la mosaïque socioculturelle et environnementale caractéristique de la région.

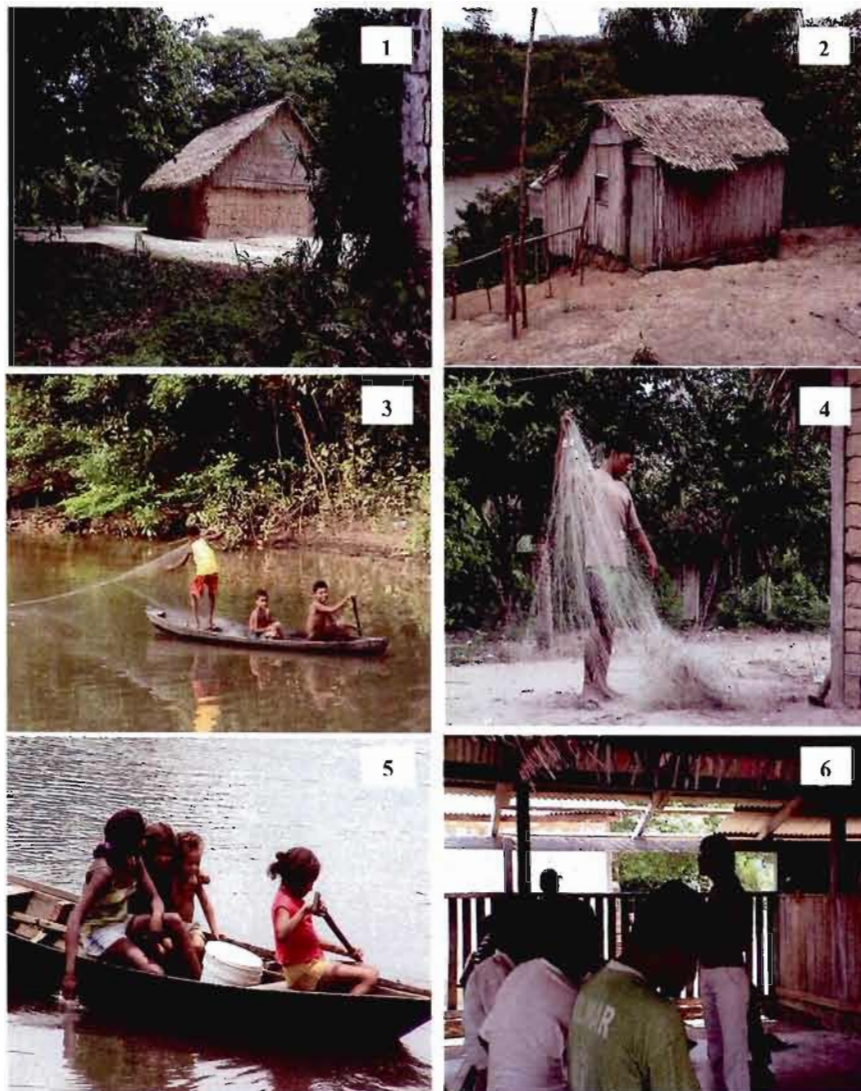


Figure 1- Quelques images de la région étudiée.

Maisons à ST et à SL (1 et 2); Enfants qui pêchent (3); Pêcheur qui répare son filet de pêche (4); Jeunes filles en pirogue (5); Réunion d'explication de nos travaux (6).

Les deux questionnaires, présentés à l'annexe 3, ont été appliqués lors de la décrue de 2003 (juin, juillet et août). La technique d'enquête favorisée a été celle s'appuyant sur des questions-réponses, suivie d'une conversation avec des questions ouvertes sur des sujets prédéterminés, au cours de laquelle le pêcheur a pu s'exprimer librement.

Le court questionnaire nous a permis de dresser un portrait global des pêches et des pêcheurs vivant dans les 12 communautés. Nous avons interrogé 233 personnes sur les points suivants (Tableau 2) :

- 1- L'apprentissage du métier ;
- 2- L'utilisation des engins de pêche selon deux saisons distinctes (étale ou saison des pluies et étiage ou saison sèche) ;
- 3- L'effort de pêche déployé et le rendement obtenu ;
- 4- La perception des utilisateurs sur l'abondance des stocks de poissons ;
- 5- La connaissance de ces derniers sur la gestion des ressources halieutiques.

Le questionnaire détaillé, plus long que le premier, présentait des questions distribuées en 7 sections. Il a été appliqué auprès de 129 personnes vivant dans 6 communautés (Tableau 3).

Ce questionnaire nous a donné des informations plus approfondies sur les sujets suivants :

- 1- L'historique des pêcheurs locaux ;
- 2- L'organisation communautaire de ce groupe ;
- 3- La dynamique régionale des pêches
- 4- Les principaux sites de pêche de la région ;
- 5- Les stratégies de pêche au cours des saisons ;
- 6- La distribution spatio-temporelle de la ressource ;
- 7- Le(s) changement(s) perçu(s) sur l'environnement et sur la ressource halieutique au fil des temps ;
- 8- Le(s) lien(s) entre ces deux changements et son(ses) impact(s) sur l'activité de pêche.

Les deux villages Mussum et Vista Alegre ont été considérés comme ne faisant qu'un seul étant donné leur proximité. Les femmes ont été plus difficilement disponibles pour répondre à nos questions (Tableaux 2 et 3). D'après nos observations, ceci peut être attribué à leur

emploi du temps ou une plus grande timidité comparativement aux hommes des villages. Au début de cette recherche, nous avons prévu la collecte des données biométriques des prises afin de valider sur le terrain les informations récoltées auprès des pêcheurs. Cependant, dû à la réalisation en parallèle des divers volets de cette thèse et également aux contraintes retrouvées sur le terrain telles que : le malaise provoqué par la manipulation des prises devant être consommées ou vendues par les pêcheurs et la mauvaise synchronisation pour l'échantillonnage, cette activité n'a pas été réalisée. En outre, à cause des retours simultanés des pêcheurs, nous avons souvent retrouvé les prises déjà éviscérées, écaillées, voire même assaisonnées.

Tableau 2- Nombre d'interviewés (Court questionnaire -1).

Communauté	Homme (n)	%	Femme (n)	%
SL	27	71,1	11	28,9
NC	14	93,3	1	6,7
ST	16	88,9	1	5,6
VM	28	73,7	10	26,3
AC	19	90,5	2	9,5
SC	16	51,6	15	48,4
SU	6	75,0	2	25,0
CA	7	87,5	1	12,5
IP	10	45,5	11	50,0
NP	5	83,3	1	16,7
TI	12	70,6	5	29,4
TE	10	58,8	7	41,2
TOTAL	170	74,1	67	25,0

Tableau 3- Nombre d'interviewés (Questionnaire détaillé -2).

Communauté	Homme (n)	%	Femme (n)	%
SL	27	75,0	9	25,0
NC	14	60,9	9	39,1
ST	12	66,7	6	33,3
VM	22	62,9	13	37,1
AC	16	94,1	1	5,9
TOTAL	91	71,9	38	28,1

Plusieurs approches statistiques ont été utilisées dans le traitement des données. Précisément, une ANOVA à deux critères de classification a été réalisée afin de vérifier si la différence

observée dans le temps de pratique de la pêche était statistiquement significative entre les communautés et également entre les hommes et les femmes. Les communautés où seulement une femme a été interviewée ont été éliminées de cette analyse. L'analyse de contingence, permettant d'examiner les relations entre plusieurs variables catégoriques, a été également employée. Les catégories ont été préalablement définies au moyen d'une ou de plusieurs variables de classement. Chacun des individus observés est décrit aux fins du classement par les valeurs de ses attributs. Tous les individus ayant la même description (les mêmes valeurs d'attributs) sont comptés et leur nombre est inscrit dans la cellule correspondante du tableau de contingence qui en résulte. Le tableau de contingence a autant de dimensions que de variables de classification existantes et autant de cellules que de combinaisons de catégories existantes (Lemelin, 2004). De plus, l'analyse factorielle des correspondances (AFC) a aussi été utilisée dans le traitement des données présentées. L'AFC est basée sur une méthode métrique du Chi-2. Elle considère d'une façon symétrique les lignes et les colonnes de la matrice. Il y a dualité entre l'espace des colonnes et l'espace des lignes. Sa finalité, comme toutes les méthodes d'ordination, est de trouver le meilleur résumé possible dans un espace de dimensions réduites. Ce meilleur résumé est constitué d'un petit nombre d'axes qui maximise l'inertie projetée. Dans ce genre de représentation graphique, généralement, la proximité de deux points-lignes ou de deux points-colonnes traduit la similitude des "profils", c'est-à-dire des distributions conditionnelles, relatives à ces deux lignes ou à ces deux colonnes.

3. Résultats

3.1 L'apprentissage et le temps de pratique de la pêche à l'échelle des 12 communautés

En général, l'apprentissage de l'art de la pêche se produit très souvent à travers la figure masculine du grand-père ou du père et très rarement à travers une figure féminine. L'importance des liens parentaux ressort nettement dans l'analyse de l'apprentissage de la pêche dans la plupart des communautés, à l'exception de ST et NP. Dans ces deux communautés, 40% et 30% des personnes interrogées ont mentionné avoir appris seules à pêcher et respectivement 20% et 40% ont mentionné avoir appris à pêcher avec une autre personne à l'extérieur de la cellule familiale proche. L'apprentissage par observation (seul) apparaît en divers degrés d'importance chez les interviewés de toutes les communautés à l'exception de TE, CA et SU où personne n'a mentionné avoir appris seule l'art de la pêche.

Globalement, la différence observée dans le temps de pratique de la pêche s'est avérée significative entre hommes et femmes et également entre les communautés à l'étude. Les hommes ont mentionné avoir en moyenne 5 ans de plus de pratique que les femmes. Précisément, les hommes possèdent plus d'années de pratique de pêche que les femmes dans la plupart des communautés. À TI, les hommes et les femmes ont présenté le temps de pratique le plus élevé (moyennes de moindres carrés : homme = $35,3 \pm 3,9$ et femme = $27,8 \pm 7,0$) tandis qu'à AC, les hommes et les femmes ont présenté le plus faible temps de pratique de pêche de toutes les communautés (moyennes de moindres carrés : homme = $75,7 \pm 3,2$ et femme = $6,5 \pm 9,9$).

3.2 Les milieux exploités selon deux saisons distinctes et l'utilisation des engins de pêche

L'exploitation des milieux naturels présents dans le bassin du Tapajós, tels les lacs et les rivières, ne semble pas changer au cours des saisons. Toutefois, une différence spatiale dans l'usage des écosystèmes ressort nettement dans notre analyse. En effet, les pêcheurs de SC ont mentionné pêcher seulement dans la rivière et ce, au cours des deux saisons. À l'opposé, les pêcheurs vivant à NP, TI et TE ont mentionné ne jamais pêcher uniquement dans la rivière que ce soit à l'étiage ou à l'étalement. De plus, les pêcheurs vivant à NP et TE exploitent davantage les lacs comparativement aux pêcheurs des autres communautés.

L'emploi de 7 différents outils de pêche a été répertorié dans les communautés étudiées ainsi que l'utilisation de différentes combinaisons d'engins, soit 8 combinaisons en étale et en étiage pour exploiter les lacs et 7 et 12 respectivement pour exploiter les rivières (Tableau 4). Le filet maillant et la ligne à main représentent les engins d'usage répandus dans le bassin du Tapajós au long des deux saisons distinctes. L'usage du harpon a été repéré seulement dans une communauté (TI). Aucun usage saisonnier ne ressort dans la plupart des techniques employées, à l'exception de l'utilisation du trident principalement pendant l'étiage. Dans le bassin du Tapajós, l'usage du filet maillant semble être répandu dans les deux types de milieux à l'étude (lentiques et lotiques) indépendamment des saisons étudiées (Figure 2 et 3).

Tableau 4- Répertoire des engins utilisés par les pêcheurs de 12 communautés situées dans le bassin du Tapajós lors de l'été et de l'étéage.

Engin	Code	Observation d'usage (%)		Communautés ne faisant pas usage	
		Étale	Étiage	Étale	Étiage
Filet maillant	Fil ou filmail	100	100	Aucune	aucune
Ligne à main	Lig ou li	100	100	Aucune	aucune
Palangre	Palangr ou pala	100	91,7	Aucune	CA
Épervier	Epervie ou epe	58,3	66,7	NC, NP, TI, TE, SC	NP, CA, TI, TE, SC
Flèche	Fleche ou flec	33,3	41,7	NC, VM, NP, SU, CA, IP, TE, SC	NC, VM, NP, CA, TI, TE, SC
Trident	Trid	16,7	83,3	NC, SL, ST, VM, NP, SU, CA, IP, TI, SC	NC, IP
Harpon	Harpon ou harp	8,3	8,3	NC, SL, ST, VM, AC, NP, SU, CA, IP, TE, SC	NC, SL, ST, VM, AC, NP, SU, CA, IP, TE, SC

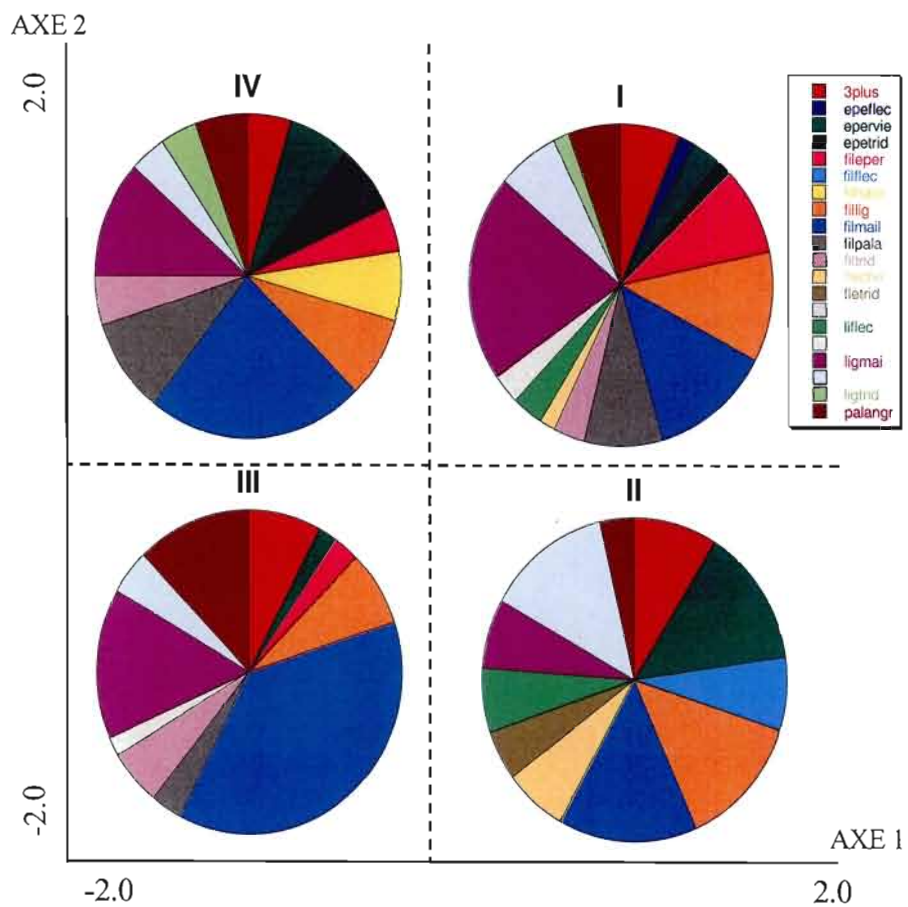


Figure 3- Analyse factorielle des correspondances résumant l'utilisation des engins de pêche par les pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós.

Les codes des engins et des combinaisons d'engins sont présentés sur le Tableau 4.

3.3. Effort et rendement à l'échelle des 12 communautés

Lors de l'étalement et de l'étiage, les pêcheurs du Tapajós réalisent jusqu'à 7 sorties de pêche hebdomadairement. La figure 4 synthétise le nombre de sorties de pêche lors de l'étalement et de l'étiage chez les pêcheurs des 12 communautés étudiées. Le nombre moyen de sorties ne semble pas varier entre les deux saisons considérées. Trois cas font exception à ce constat et on observe un éloignement des points représentant les deux saisons : NP où les pêcheurs ont mentionné réaliser entre 1 à 4 sorties pendant l'étalement et entre 0 jusqu'à 6 sorties pendant l'étiage ; NC où le nombre de sorties varie entre 1 et 4 et entre 0 et 6 et TI où le nombre de sorties varie respectivement de 2 à 7 pour l'étalement et l'étiage. Cette analyse ne montre aucune variation spatiale nette, à l'exception de la proximité observée entre CA et SU. On observe cependant une proximité entre les points représentant la communauté située à l'extrême sud (SL) et ceux représentant celle située à l'extrême nord du bassin (SC et VM) (Figure 4).

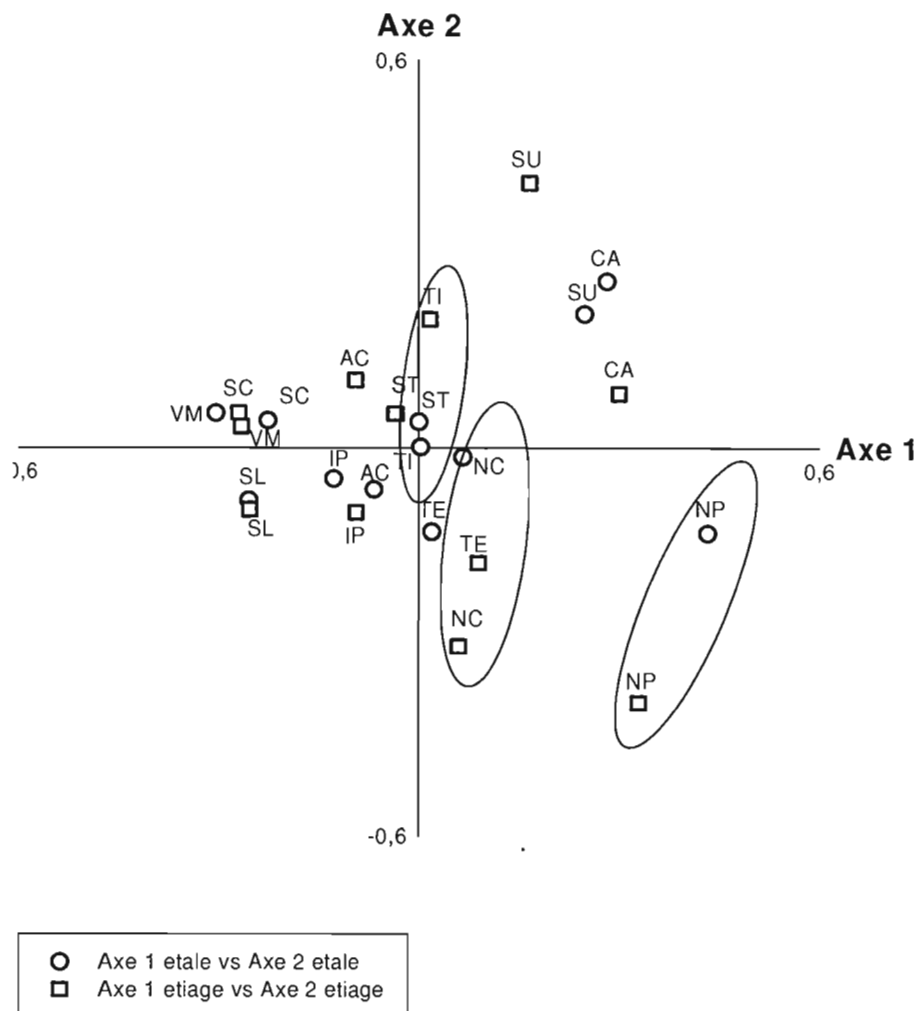


Figure 4. Représentation de l'effort de pêche lors de l'étaie et de l'étiage chez les pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós (Analyse des principales coordonnées PCoA).

Dans chaque communauté, il semble que les riverains aient des sites de pêches de prédilection. Mentionnons la rivière Tapajós exclusivement pour SL, VM et SC ; le Tapajós et un lac pour NC, IP et TI ; la rivière Itapacurazinho pour ST ; la rivière Cupari et le lac Santa Cruz pour AC ; le lac Novo Paraíso à NP ; le lac Curi à TE et finalement la rivière Tapajós et le Paraná semblent être privilégiés à SU et CA. Les prises de poissons (kg) sont plus importantes à l'étiage qu'à l'étales ($p = 0,0089$). De plus, les rendements varient également d'une communauté à l'autre ($p < 0,0001$) (Tableau 5 A et B). NC, TI, IP, TE et VM sont les communautés où les pêcheurs ont mentionné réaliser les plus importantes captures (Figure 5).

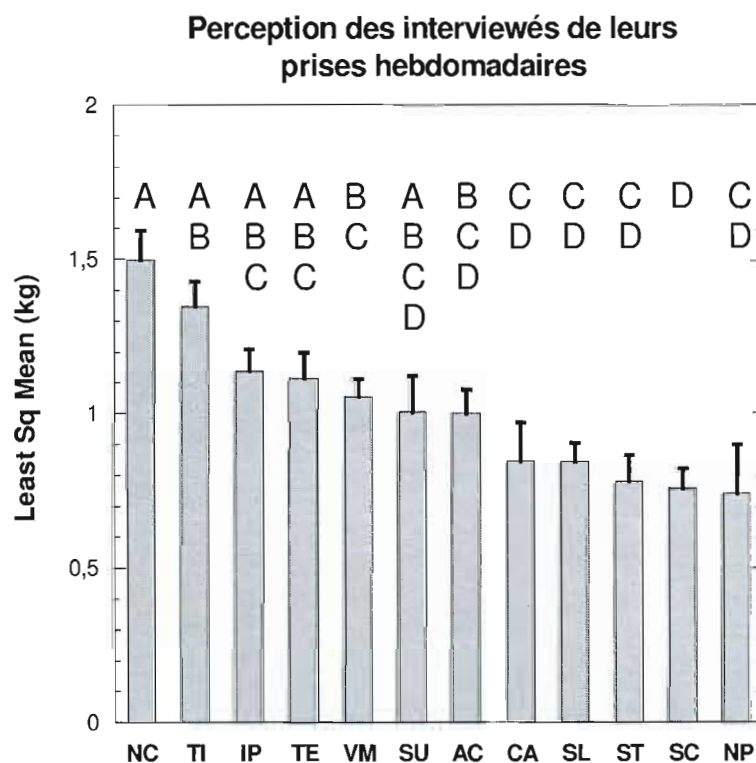


Figure 5- Perception des pêcheurs sur leurs rendements hebdomadaires (kg).

Tableau 5- La variation spatio-temporelle dans les rendements des pêcheurs (kg) vivant dans 12 communautés du bassin du Tapajós (A et B).

A

(ANOVA à deux critères de classification)

Facteur contrôlé	Nparm	Degré de liberté	Dispersion	Rapport F	Prob > F
communauté	11	11	18,850322	7,7619	< 0,0001
saison	1	1	1,523613	6,9011	0,0089

B

(Tableau des moyennes des moindres carrés)

Facteur contrôlé	Moyenne des moindres carrés	Erreur type	Moyenne (kg Log 10)
étale	0,9496268	0,03563537	0,94109
étiage	1,0697643	0,03532572	1,06925

3.4. Perception sur des changements dans l'abondance des ressources halieutiques et sur leurs pratiques de pêche

La grande majorité des personnes sondées a indiqué avoir remarqué une diminution dans la quantité des ressources halieutiques du Tapajós. Exactement 87,5% ont mentionné avoir remarqué cette diminution de la ressource, 8,5% n'ont observé aucun changement, 2% n'ont pas répondu et 2% ont observé une augmentation dans la quantité de poissons disponible. Dans les 8,5% (n=20), on retrouve 10 individus vivant à SC.

Plusieurs causes pouvant être à l'origine de la diminution de la quantité de poissons ont été répertoriées dans cette étude. Plus précisément, 52,3% des personnes interrogées ont associé cette baisse aux impacts des activités humaines sur l'environnement et/ou à la pêche à la traîne. Dix-huit pour cent voit l'effort de pêche trop important comme le responsable de la baisse de la quantité de poissons disponible. Enfin, 23% n'ont pas su répondre à la question suivante : selon vous, quelle (s) est (sont) la (es) cause (s) de la diminution dans l'abondance des poissons ? (Tableau 6.). Dans ce dernier pourcentage, on retrouve 16 pêcheurs à SL et 13 pêcheurs à SC, ce qui représente 53% de la catégorie « sans réponse ». Le restant des interviewés n'ayant pas répondu à cette question est réparti dans 8 communautés (2 à CA, ST, NC et SU, 4 à IP et IT, 5 à TE et finalement 6 à VM). Les autres causes répertoriées parmi les 6,7% des interviewés restants ont été : le non-respect de la période de fraie des

espèces, l'usage de techniques intensives de pêche (nivrée et explosifs), la présence du Hg qui tue les poissons, le manque des connaissances traditionnelles (pêche selon les phases lunaires), l'augmentation de la démographie, la pollution et rien car il s'agirait d'un phénomène tout à fait naturel.

Tableau 6- La perception des pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós sur les principaux facteurs et combinaison des facteurs pouvant être à l'origine de la diminution des stocks halieutiques du Tapajós.

Réponse répertoriée	n	%
Les actions humaines sur l'environnement	58	24,3
la pêche à la traîne	49	20,5
trop d'effort de pêche	43	18,0
Les impacts des activités humaines sur l'environnement et pêche à la traîne	18	7,5
autres réponses	16	6,7
sans réponse	55	23,0

Plusieurs solutions ont été mentionnées par les pêcheurs pour limiter la diminution des stocks halieutiques du Tapajós. Parmi les réponses, trois actions principales ont été souvent signalées. Il s'agit de l'interdiction d'accès aux cours d'eau aux pêcheurs provenant d'ailleurs, l'application rigoureuse des normes et la prière (Tableau 7). 35% des interviewés ont ainsi mentionné que cette interdiction de l'accès pourrait être une action efficace pour contrer la baisse constatée de l'abondance de la ressource piscicole chez eux. De plus, 25% ont identifié l'application des normes comme étant l'action la plus efficace et 7% ont reconnu la prière comme étant la meilleure solution. 8% des interviewés n'ont pas su émettre des solutions à la diminution de l'abondance actuelle des ressources halieutiques (Tableau 7). Précisément, notre question est divisée en 4 sous-questions : i) avez-vous observé une différence dans l'actuelle quantité de poissons disponible?, ii) depuis combien de temps ?, iii) dans quel sens (augmentation ou diminution) ? et iv) selon vous, qu'est-ce qui peut être réalisé afin de résoudre cela ?. Les autres solutions identifiées par les autres pêcheurs ont été : la conservation de l'état naturel des écosystèmes, la mise en pratique des savoirs liés à la pêche selon les phases lunaires, l'arrêt complet des pêches de subsistances et/ou commerciales, la réception d'un salaire pendant les périodes d'interdiction de pêcher, l'interdiction de l'usage des plantes ichthyotoxiques et d'explosifs, l'interdiction de la pêche à

la traîne, le développement de programmes d'éducation des pêcheurs et enfin la prise de conscience des utilisateurs. La première et/ou la deuxième solution, figurant dans le tableau 9 ci-dessous, sont donc les principales solutions qui ressortent de l'analyse effectuée par les pêcheurs des différentes communautés.

Tableau 7- Solutions identifiées par les pêcheurs de 12 communautés riveraines du Tapajós pour contrer la diminution observée dans l'abondance de poissons.

Solution	fréquences absolues (n)	fréquences relatives (%)
interdire l'entrée de pêcheurs de l'extérieur	83	34,7
appliquer les normes	59	24,7
appliquer les normes et interdire l'entrée de pêcheurs de l'extérieur	39	16,3
sans réponse	18	7,5
Prier	17	7,1
autres solutions	23	9,6

3.5. Analyse détaillée des pratiques de pêche dans 6 communautés riveraines

Dans l'étude détaillée sur la perception des pêcheurs sur leurs pratiques de pêche, il ressort qu'environ 35% des pêcheurs de NC et de SL se considèrent comme des pêcheurs professionnels, tel que présenté au tableau 8, tandis qu'un pourcentage inférieur (entre 6 et 16 %) dans les autres communautés ($p = 0,0373$). Trois raisons principales, présentées dans le tableau 11, sont à l'origine de cette perception. À AC 41% des répondants se considèrent comme des pêcheurs de subsistance car ils ne connaissent pas toutes les techniques de pêche. À SA environ 39% des répondants se considèrent des pêcheurs de subsistance car l'activité de pêche ne constitue pas leur principale occupation tandis qu'à VAM la raison évoquée a été le but même de l'activité, à savoir la subsistance familiale. Finalement, d'autres raisons liées au manque de capital permettant l'achat d'une batterie d'engins et/ou le paiement des droits en tant que pêcheur professionnel et/ou le manque d'expérience ont été évoquées par les pêcheurs de NC et SL (Tableau 9).

Tableau 8- Tableau de contingence présentant la perception des pêcheurs sur leurs pratiques de pêche (PP = pêcheur professionnel et PS = pêcheur de subsistance).

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
PP	N	1	8	2	12	5	28
	%	5,9	34,8	11,1	34,3	16,1	
PS	N	16	15	16	23	26	96
	%	94,1	65,2	88,9	65,7	83,9	
N Total		17	23	18	35	31	124

Tableau 9- Tableau de contingence présentant la raison pour laquelle le pêcheur se considère un pêcheur professionnel ou un pêcheur de subsistance.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Il/elle pêche juste pour la subsistance	N	4	5	5	12	15	41
	%	23,5	21,7	27,8	36,4	48,4	
Il/elle ne connaît pas toutes les techniques de pêche	N	7	6	4	3	7	27
	%	41,2	26,1	22,2	9,1	22,6	
Il/elle ne considère pas la pêche comme leur profession	N	2	3	7	1	4	17
	%	11,8	13,0	38,9	3,0	12,9	
Autres	N	4	9	2	17	5	37
	%	23,5	39,1	11,1	51,5	16,1	
N Total		17	23	18	33	31	122

Le système de production dans les communautés participant à l'étude réside dans la capture et le stockage : à l'aide du sel lorsqu'il s'agit des prises pour la consommation familiale ou de la glace quand il s'agit des prises pour la commercialisation. Plus précisément, la conservation des prises est réalisée majoritairement avec du sel dans la plupart des communautés à l'exception de NC où l'utilisation de la glace est plus répandue (utilisée par plus de 95% des interviewés) (Tableau 10). La préparation du piracuí, une technique employée par les autochtones amazoniens visant la déshydratation de la chair des poissons, est inconnue par ces communautés. En effet, 94%, 96%, 100%, 94% et 90% des répondants à AC, NC, SA, SL et VAM ont répondu ne pas connaître cette méthode de conservation.

Tableau 10- Tableau de contingence présentant la conservation des prises de poissons dans les communautés riveraines du bassin du Tapajós.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Glace	N	0	22	2	5	5	34
	%	0	95,7	11,1	14,7	16,1	
Sel	N	17	0	13	28	22	80
	%	100	0	72,2	82,4	71,0	
sel/glacé	N	0	1	2	0	1	4
	%	0	4,3	11,1	0	3,2	
Pas de conservation	N	0	0	1	1	3	5
	%	0	0	5,6	2,9	9,7	
N total		17	23	18	34	31	123

La participation et le partage du travail dans les activités reliées à la pêche ont été observés au sein des familles (Tableau 11 et 12). Dans toutes les communautés, le conjoint (homme ou femme) a été le principal soutien de la personne interrogée. Le nettoyage du poisson semble être une tâche féminine dans les communautés étudiées. Précisément, les pêcheurs ont associé à 100%, à 85% et à 80% l'aide respective de la sœur, de l'épouse et de la mère dans le cadre de la préparation des poissons (écaillage et l'enlèvement des viscères). Les autres tâches réalisées de manière importante par le conjoint (pilotage, préparation des appâts, troc et vente) sont principalement exécutées par les hommes. Environ 8% seulement des répondants ont mentionné pêcher seul sans aucune aide. Le fils ou la fille du répondant apparaît également comme un soutien important dans le partage du travail à NC et à VAM. De plus, le frère ou la sœur collabore de manière significative avec les répondants de NC et de SA. À AC, la mère apparaît aussi comme une actrice active dans l'activité de pêche dans ce village (Tableau 11 et 12). Une variation dans le type des personnes impliquées dans l'entraide a été observée dans les communautés à l'étude ($p = 0,0048$). L'ordination présentée en annexe peut s'expliquer par les particularités suivantes dans le partage des tâches liées à la pêche : plus de 50% des répondants à NC, SL et à VAM ont signalé l'importance de leurs conjoints ; environ 12% et 24% de répondants respectivement à NC et à SA ont signalé l'importance des frères et des sœurs ; 23% des répondants à AC ont mentionné la collaboration de leurs mères; l'importance du père n'a été mentionnée qu'à NC (5%) et enfin, à SA seulement, les répondants ont mentionné ne partager avec personne les tâches liées à l'activité de pêche (18%) (Figure 6).

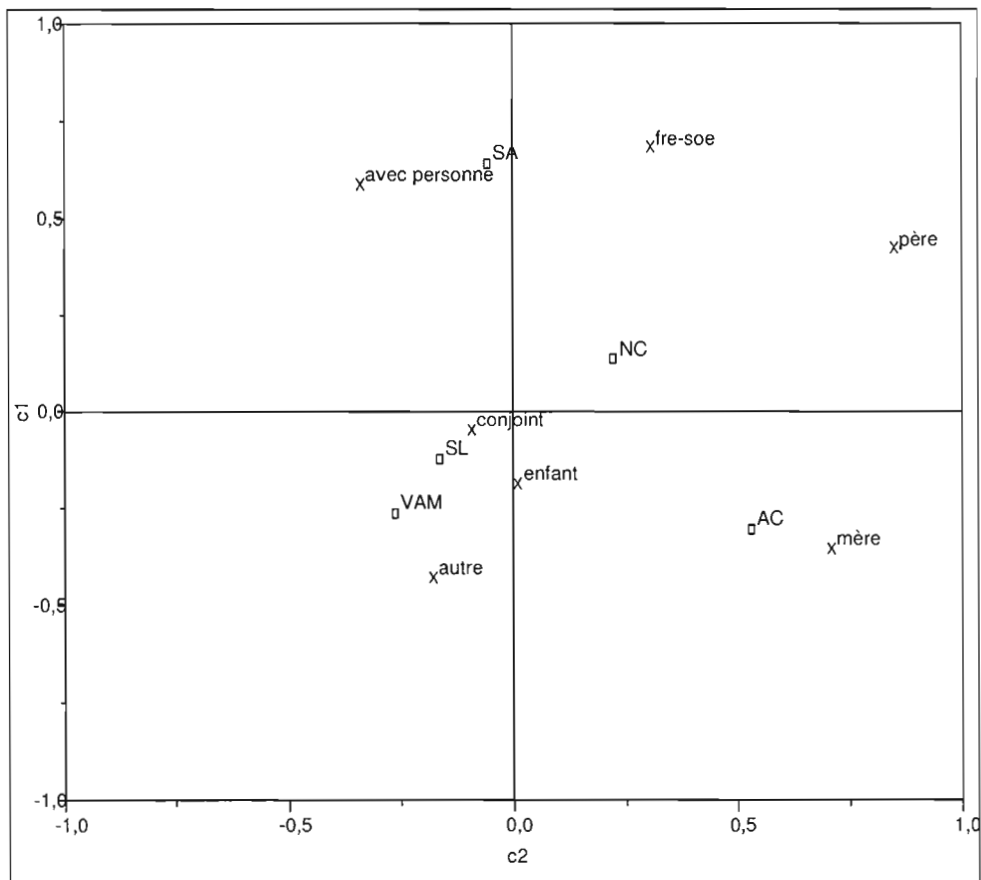


Figure 6- Analyse de correspondance de l'entraide familiale dans l'activité de pêche dans 6 les communautés riveraines du bassin du Tapajós.

Légende : (X) Partage (□) Communauté). Légende : SA = Santo Antonio, VAM = Vista Alegre et Mussum, NC = Nova Canaa, SL = Sao Luiz et AC = Açaituba, fre-soe = frère et sœur.

Les figures 7 et 8 présentent les données récoltées dans les 6 communautés étudiées en détail afin d'approfondir notre connaissance sur les engins utilisés et les espèces de poissons ciblées selon la saison (sèche ou des pluies) et le type d'habitat (lenticque ou lotique). Aucune variabilité liée au type d'habitat exploité ne semble généralement orienter l'usage des engins

de pêche dans ces communautés. L'utilisation de la sagaie semble cependant être plus importante à AC qu'ailleurs et ce, dans la rivière pendant la saison sèche.

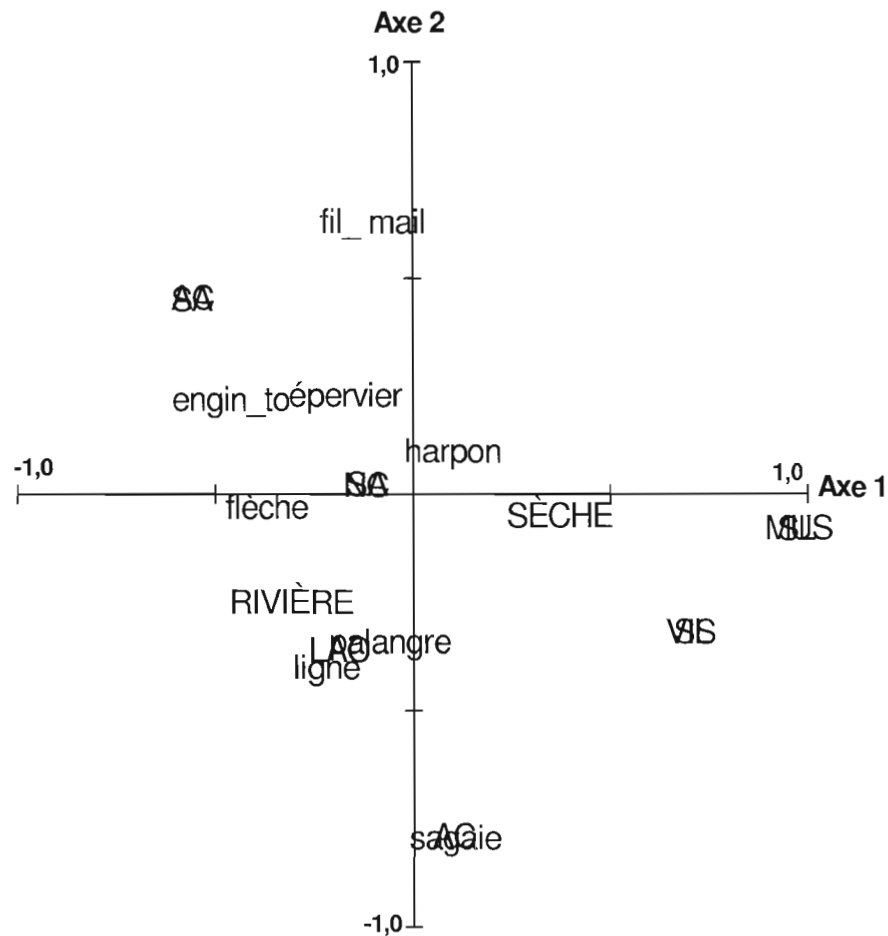


Figure 7- Analyse factorielle des correspondances représentant l'utilisation d'engins de pêche dans les communautés étudiées en détails.

Cette analyse permettra d'associer les résultats avec les espèces de poissons ciblées par les pêcheurs du bassin du rio Tapajós.

La composition des espèces de poissons capturées par les pêcheurs semble varier entre la saison des pluies et la saison sèche. De plus, si l'on regroupe les communautés plus au sud (SL, SA et NC) et celles situées plus au nord (AC, VIS, MUS), on retrouve que : i) les

poissons non-prédateurs de petites tailles, tels que le jaraqui, le charuto, le cara et le charuto sont plus abondants pendant la saison de pluie et ce, dans les communautés situées au nord et ii) que les poissons prédateurs pouvant atteindre des grandes tailles, tels que le tucunaré, le surubim et la dourada sont plus abondants pendant la saison sèche et ce, dans les communautés situées au sud du bassin (Figure 8). Une différence dans le nombre d'espèces mentionnées par les pêcheurs a été également observée ($p < 0,0001$). Plus précisément, 24 et 19 espèces de poissons ont été mentionnées respectivement par les pêcheurs vivant au nord et au sud du bassin.

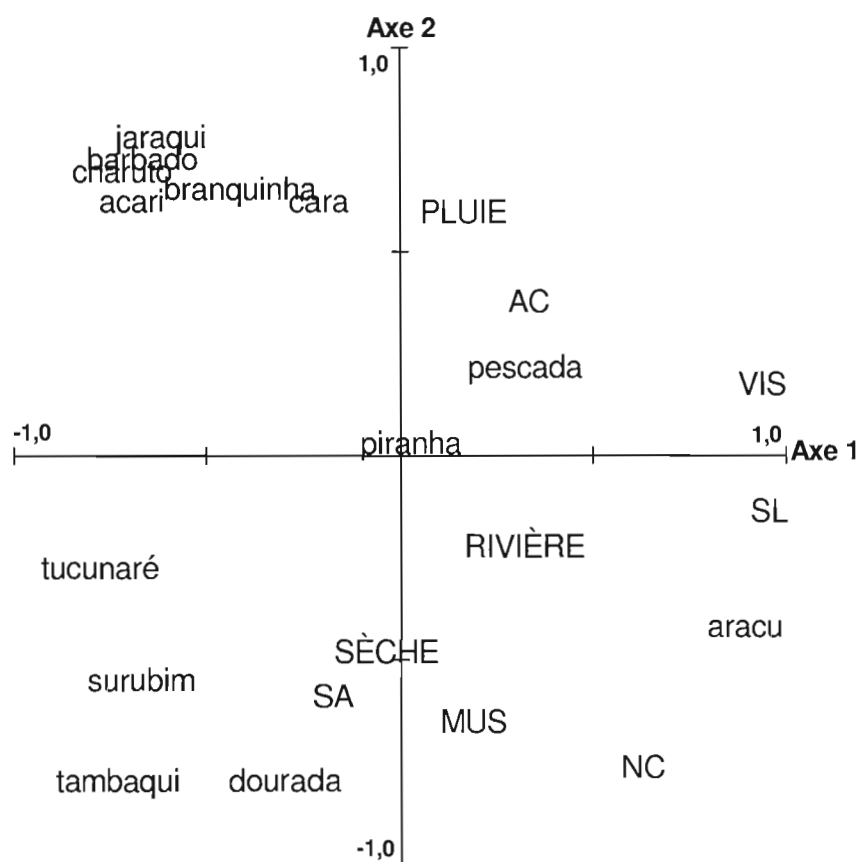


Figure 8- Analyse factorielle des correspondances présentant les espèces de poissons capturées dans les communautés participant à l'étude détaillée des pratiques de pêche réalisée dans le bassin du rio Tapajós.

Les espèces mentionnées moins de 15 fois par les pêcheurs n'ont pas été considérées dans cette représentation graphique.

L'effort déployé et le rendement obtenu ont été également utilisés afin de caractériser, de comparer et d'expliquer la variabilité dans l'activité de pêche pratiquée par les riverains, vivant dans les communautés étudiées en détail (Figure 9). Dans l'analyse globale des données, aucune variation liée à la saison et au type de milieu exploité n'a été observée. Le plus fort rendement a été identifié à AC (prise moyenne de 7 kg/jour) tandis que le plus faible se retrouve dans 3 communautés : MUS, VIS et NC (prises moyennes de 3 kg/jour et 4 kg/jour dans les deux dernières communautés) et ce, indépendamment des saisons ($p < 0,0001$). Enfin, à travers l'analyse d'un indice normalisé, on observe cependant que les captures des pêcheurs sont plus importantes pendant la saison sèche comparativement à la saison des pluies à NC et à VIS, ($p = 0,0175$ et $p = 0,0307$).

Globalement, le nombre de repas-poisson a varié entre 1 et 14 par semaine au sein des 6 communautés. Précisément, les moyennes retrouvées ont été de 12 à SL (Min = 2 et Max = 14) ; 9 à ST (Min = 4 et Max = 14) ; 13 à NC (Min = 4 et Max = 14) ; 12 à VA (Min = 6 et Max = 14) ; 10 à MU (Min = 4 et Max = 14) et finalement 10 à AC (Min = 1 et Max = 14).

Environ 59% de l'ensemble des interviewés ne font pas de commercialisation avec leurs prises. Précisément, 94%, 90% et 83% des répondants à AC, VAM et à SA ne réalisent aucune vente. Cependant, 100% des interviewés vivant à NC commercialisent le fruit de leurs captures et ce, à Itaituba (94%) ou à Caima (6%). Jusqu'à deux intermédiaires sont impliqués dans cette commercialisation. La vente directe des captures dans la communauté elle-même et à Itaituba semble dominer à SL (Tableau 13). Dans cette communauté, le pêcheur lui-même vend ses produits dans le village tandis que d'autres intermédiaires (jusqu'à 2) peuvent être impliqués dans les ventes à l'extérieur de SL. À travers l'analyse des correspondances des données, on observe que AC et VAM présentent une tendance similaire dans la commercialisation des produits qui diffère de NC (Figure 10).

Tableau 11- Tableau de contingence présentant l'entraide familiale dans l'activité de pêche chez 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Conjoint	N	11	23	16	34	28	112
	%	42,3	56,1	47,1	57,6	63,6	
Enfant	N	3	5	2	6	6	22
	%	11,5	12,2	5,9	10,2	13,6	
Frère-sœur	N	3	5	8	4	0	20
	%	11,54	12,2	23,5	6,8	0	
Mère	N	6	3	1	3	2	15
	%	23,1	7,3	2,9	5,1	4,6	
Père	N	0	2	0	0	0	2
	%	0	4,9	0	0	0	
Autre	N	3	1	1	8	5	18
	%	11,5	2,4	2,9	13,6	11,4	
Avec personne	N	0	2	6	4	3	15
	%	0	4,9	17,7	6,8	6,8	
N Total		26	41	34	59	44	204

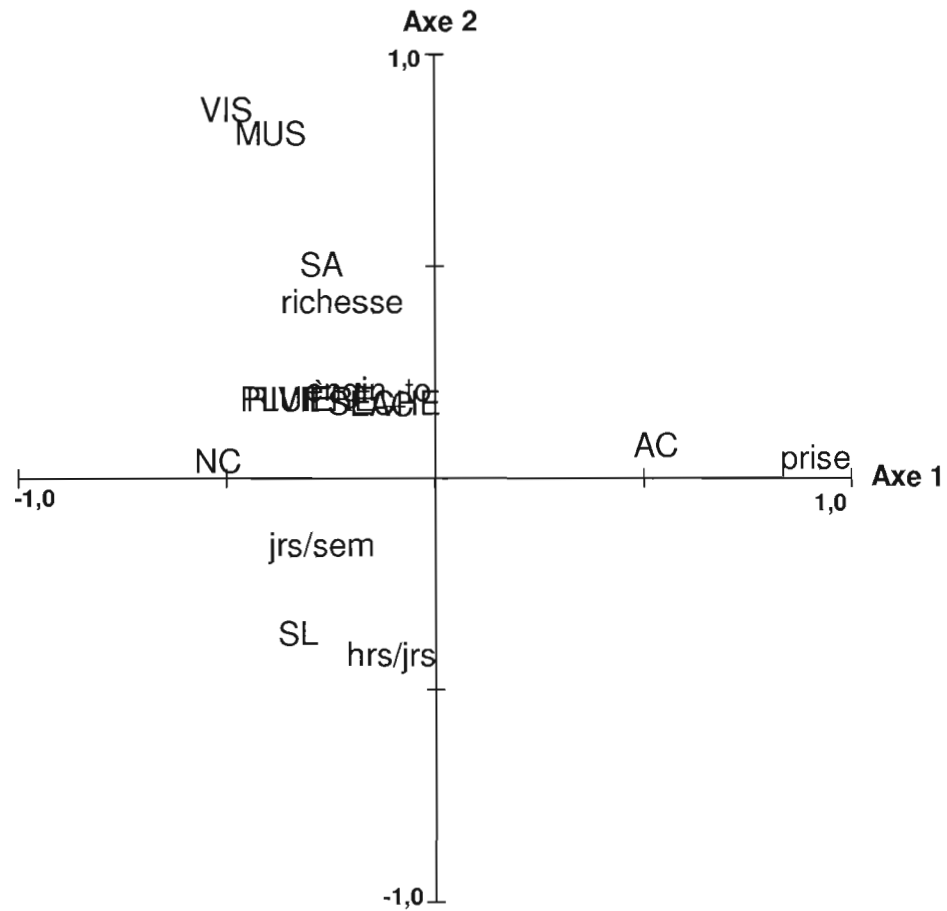


Figure 9- Effort de pêche déployé et rendement obtenu dans le cadre des pêches réalisées dans 6 communautés riveraines du bassin du rio Tapajós.

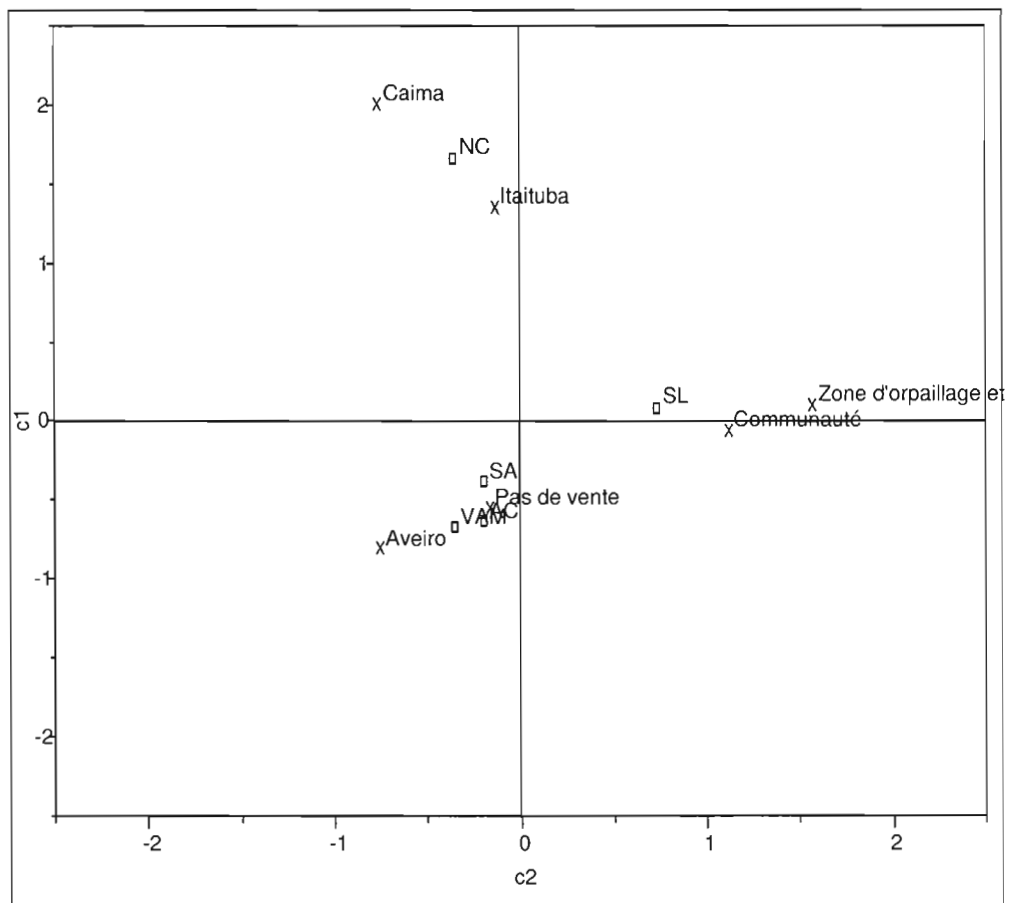


Figure 10- Analyse de correspondance de la commercialisation des produits de la pêche capturés dans 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós.

Légende : (☒) Marché visé (□) Communauté). Légende : SA = Santo Antonio, VAM = Vista Alegre et Mussum, NC = Nova Canaa, SL = Sao Luiz et AC = Açaituba.

Tableau 12- Tableau de contingence présentant le partage du travail dans cadre des activités liées à la pêche chez 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós.

		Illumination et pilotage	Nettoyage du poisson	Partenaire de pêche	Pilotage	Préparation des appâts	Réparation d'engins	Troc	Vente	N Total
Conjoint	N	6	61	9	8	9	9	2	8	112
	%	35,3	70,1	37,5	66,7	75,0	42,9	100,0	57,1	
Enfant	N	2	6	7	3	1	2	0	1	22
	%	11,8	6,9	29,2	25,0	8,3	9,5	0	7,1	
Frère-sœur	N	7	5	3	1	1	1	0	2	20
	%	41,2	5,8	12,5	8,3	8,3	4,8	0	14,3	
Mère	N	0	12	0	0	1	2	0	0	15
	%	0	13,8	0	0	8,3	9,5	0	0	
Père	N	0	0	2	0	0	0	0	0	2
	%	0	0	8,3	0	0	0	0	0	
Autres	N	2	3	3	0	0	7	0	3	18
	%	11,8	3,5	12,5	0	0	33,3	0	21,4	
N Total		17	87	24	12	12	21	2	14	189

Tableau 13- Tableau de contingence présentant la commercialisation des produits de la pêche chez 6 communautés riveraines du bassin du Tapajós.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Aveiro	N	0	0	0	0	2	2
	%	0	0	0	0	6,5	
Caima	N	0	1	0	0	0	1
	%	0	4,6	0	0	0	
Communauté	N	1	0	1	11	1	14
	%	5,9	0	5,6	31,4	3,2	
Itaituba	N	0	21	2	8	0	31
	%	0	95,5	11,1	22,9	0	
Zone d'orpillage et Itaituba	N	0	0	0	2	0	2
	%	0	0	0	5,7	0	
Pas de vente	N	16	0	15	14	28	73
	%	94,1	0	83,3	40,0	90,3	
N Total		17	22	18	35	31	123

Dans l'analyse plus approfondie sur les changements environnementaux observés au fil du temps par les pêcheurs vivant dans les 6 communautés, on observe une différence statistiquement significative dans les réponses à la question : Avez-vous observé des changements environnementaux au fil du temps? ($p = 0,005$). La plupart des répondants à NC, SL et VAM ont signalé l'observation d'un ou de plusieurs changements environnementaux tandis qu'à AC et à SA, les réponses ont été mitigées (Tableau 14).

Tableau 14- Perception des pêcheurs du bassin du Tapajós sur la présence ou absence (oui ou non) de changements environnementaux naturels et anthropiques.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
non	N	10	6	8	10	6	40
	%	58,8	26,1	44,4	28,6	19,4	
oui	N	7	17	10	25	25	84
	%	41,2	73,9	55,6	71,4	80,6	
N Total		17	23	18	35	31	124

Parmi les changements observés, le déboisement des berges et la mise en suspension de particules dans l'eau apparaissent comme étant les plus importants. Selon l'ensemble des personnes interrogées, le déboisement des berges date d'il y a 30 ans tandis que la mise en suspension de particules dans l'eau date d'il y a 20 ans. De plus, entre 20 et 50% des répondants à VAM, SL et NC n'ont pas su identifier le changement environnemental malgré le fait d'avoir répondu « oui » à la réponse précédente. Dans la catégorie « incapable de répondre », nous avons également ajouté les cas où la personne interrogée a signalé un changement direct sur l'abondance des poissons, l'augmentation démographique et le fait que les poissons sont devenus plus « méfiants » (traduction libre du mot « velhaco »). La catégorie « autres » englobe la pollution de la rivière par les zones d'orpillage (observée à VAM), l'augmentation des pâturages sur les berges et la présence de températures plus chaudes (observées à SL) (Tableau 15).

Tableau 15- Changements environnementaux naturels et anthropiques observés par les riverains de 6 communautés du bassin du Tapajós.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Coupe de la végétation des berges	N	1	6	6	13	16	42
	%	14,3	30,0	46,2	50,0	45,7	
L'eau est plus trouble	N	5	4	5	4	11	29
	%	71,4	20,0	38,5	15,4	31,4	
incapable de répondre	N	1	10	2	7	7	27
	%	14,3	50,0	15,4	26,9	20,0	
Autre	N	0	0	0	2	1	3
	%	0	0	0	7,8	2,9	
N Total		7	20	13	26	35	101

Le tableau 16 présente les réponses obtenues à la question suivante : « Avez-vous observé des changements dans l'abondance des ressources halieutiques et/ou dans la taille des poissons récoltés? ». La grande majorité des personnes interviewées a signalé des changements dans l'abondance de ces ressources et aucune variation parmi les communautés n'a été identifiée ($p = 0,1708$).

Tableau 16- Perception des pêcheurs du bassin du Tapajós sur la présence ou absence (oui ou non) de changements dans l'abondance de la ressource halieutique.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Non	N	0	1	3	5	1	10
	%	0	4,4	16,7	14,7	3,3	
Oui	N	16	22	15	29	29	111
	%	100,0	95,6	83,3	85,3	96,7	
N Total		16	23	18	34	30	121

La diminution de l'abondance et/ou la réduction de la taille des poissons ont représenté plus de 90% des réponses obtenues. Contrairement aux autres communautés, plus de la moitié des pêcheurs vivant à AC ont signalé la diminution et également la réduction de la taille des poissons (Tableau 17). Globalement, la diminution de l'abondance aurait commencé il y a 20 ans tandis que la réduction de la taille des poissons serait plus récente (il y a 8 ans). La catégorie « autres » inclut 2 changements : soit le goût des poissons, et ce depuis 15 ans, soit uniquement la réduction de la taille des poissons et ce, sans précision temporelle. Dans le premier cas, voici l'extrait de la réponse du pêcheur : « Ce n'est pas juste moi qui me plains... le goût du poisson a beaucoup changé. La quantité n'a pas diminué. En été, il y a

trop de poissons » Homme, 34 ans. L'été représente ici l'étiage, c'est à dire, le niveau annuel le plus bas atteint par le Tapajós.

Tableau 17- Changements dans la ressource halieutique observés par les riverains de 6 communautés du bassin du Tapajós.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
La quantité de poissons a diminué	N	8	17	13	19	20	77
	%	47,1	77,3	86,7	65,5	66,6	
L'abondance et la taille des poissons ont diminué	N	9	5	2	8	9	33
	%	52,9	22,7	13,3	27,5	30,0	
Autres		0	0	0	1	2	3
		0	0	0	3,5	6,6	
Incapable de justifier	N	0	0	0	1	0	1
	%	0	0	0	3,5	0	
N Total		17	22	15	29	30	113

Afin de vérifier si les pêcheurs établissent le lien entre les changements identifiés sur l'environnement biophysique et ceux observés sur les ressources halieutiques, la question suivante a été posée : « *D'après vous, existe-t-il un lien entre ces deux changements? Expliquez.* » Ensuite, nous nous sommes intéressés aux conséquences de ces changements dans leurs modes d'exploitations. Voici la question employée : *Avez vous adapté votre activité de pêche à ces changements (par exemple : le temps de pêche, l'horaire, l'engin, le lieu, etc). Expliquez.*

Une variation statistiquement significative entre les communautés a été observée ($p = 0,0057$). Contrairement aux pêcheurs vivant à NC et à VAM, les pêcheurs des 3 autres communautés (AC, SA et SL) n'établissent pas de lien entre le changement environnemental, identifié sur le tableau 15, et celui observée sur la ressource halieutique, présenté sur le tableau 17. Précisément, entre 70% et 82% et plus des personnes interrogées chez ces dernières communautés ne font pas le lien entre le manque de végétation sur les berges et/ou la mise en suspension de particules dans l'eau et la diminution dans l'abondance et/ou la réduction de la taille des poissons (Tableau 18). Parmi les explications récoltées à NC et à VAM, il ressort in fine que respectivement 40 et 31% des personnes interrogées à NC et à VAM n'ont pas su donner de détails suite à leurs réponses positives ou qu'elles se sont égarées sur la question. De plus, respectivement 47 et 44% des interrogés ont simplement

souligné la présence de trop d'effort de pêche sur les ressources halieutiques, ce qui inclut aussi les pêches à la traîne, les pêches réalisées pendant la période de reproduction des poissons et les pêches commerciales réalisées par des pêcheurs de l'extérieur de la communauté. Par contre, 13% des personnes sondées à NC ont mentionné qu'avec le déboisement et l'érosion, l'eau devient trouble ce qui fait fuir le poisson ailleurs. Cette idée est résumée par la réponse d'un homme de 62 ans à NC : « Avec le déboisement fait par les éleveurs, la rivière se remplit de terre et les poissons s'en vont ailleurs » ².

Tableau 18- Perception des pêcheurs du bassin du Tapajós sur la présence ou absence (oui ou non) de lien entre le(s) changement(s) identifié(s) au fil du temps sur l'environnement biophysique et celui (ceux) observé(s) sur les ressources halieutiques.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Non	N	14	8	14	24	16	76
	%	82,35	34,78	77,78	70,59	51,61	
Oui	N	3	15	4	10	15	47
	%	17,65	65,22	22,22	29,41	48,39	
N Total		17	23	18	34	31	123

Les réponses sur les conséquences des changements observés sur l'environnement et la ressource halieutique semblent être mitigées. Ces changements sont en lien avec les modes d'exploitation des ressources adoptés par les pêcheurs. Ainsi, 55% des personnes interrogées ont mentionné s'être adaptées et 45% ont mentionné n'avoir rien changé au fil des années. Par contre, d'après l'analyse de correspondance, il ressort que les réponses obtenues auprès des pêcheurs de VAM sont différentes de celles obtenues auprès des pêcheurs de SA ($p = 0,0505$) (Figure 11).

² « Com o desmatamento, o rio vai se aterrando por causa os fazendeiros e o peixe vai se acabando »

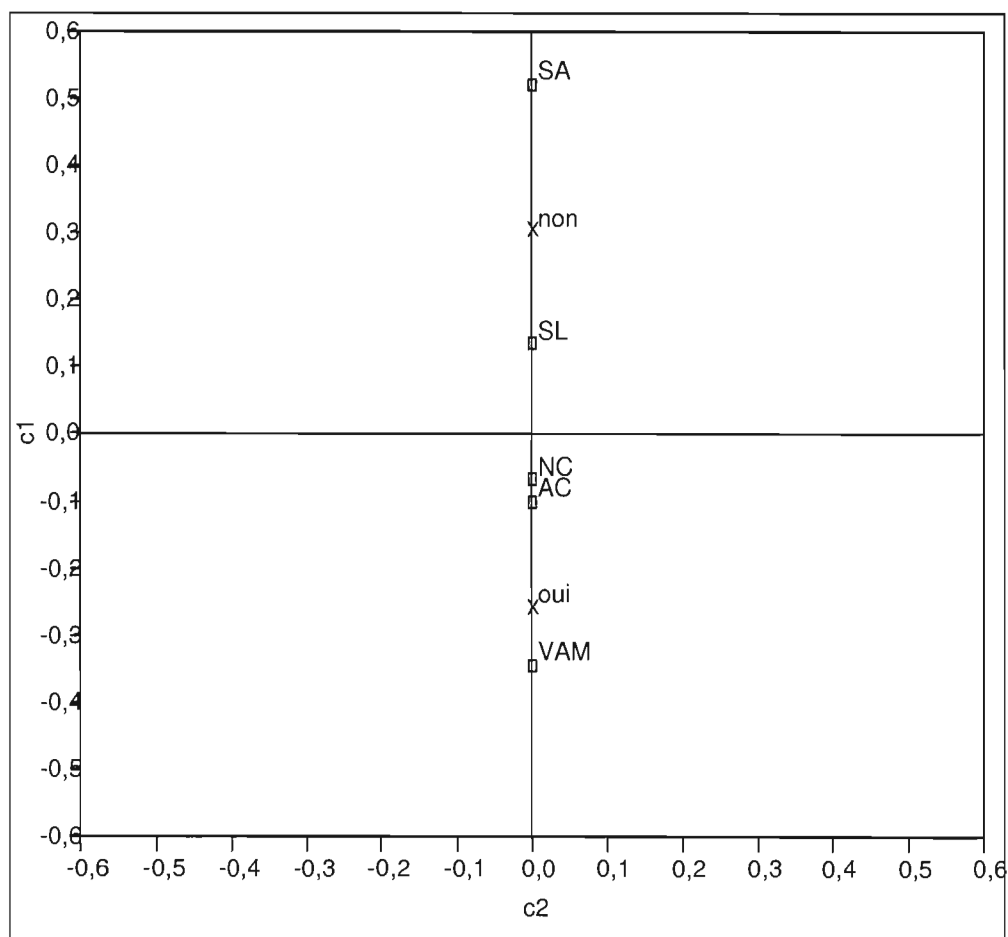


Figure 11- Ordination des données concernant la présence ou l'absence (oui ou non) d'adaptions, dans le cadre des pêches, reliées aux changements encourus au fil des années sur l'environnement et sur la ressource halieutique du bassin du Tapajós.

Analyse Factorielle des correspondances (AFC). Légende : Oui ou Non
 Communauté.

Précisément, à AC, NC et SL les réponses ont été partagées entre l'affirmation et la négation de la mise en pratique d'adaptations suite aux changements encourus sur l'environnement (présentés sur le tableau 14) et ceux encourus sur la ressource (présentés sur le tableau 16). Deux cas particuliers ont été identifiés. Il s'agit de SA où 72% des personnes interrogées ont

mentionné n'avoir rien changé dans le cadre de leurs pratiques de pêche et de VAM où 71% ont mentionné avoir adapté leurs pratiques (Tableau 19).

Tableau 19- Tableau de contingence illustrant la présence ou l'absence (oui ou non respectivement) d'adaptations, dans le cadre des pêches, réalisées dans le bassin du Tapajós suite aux changements encourus sur l'environnement et sur la ressource halieutique.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Non	N	7	9	13	18	9	56
	%	41,18	42,86	72,22	52,94	29,03	
Oui	N	10	12	5	16	22	65
	%	58,82	57,14	27,78	47,06	70,97	
N Total		17	21	18	34	31	121

La principale adaptation réalisée à AC et à SA, suite aux changements encourus au fil des ans sur leurs environnements de pêche et sur la ressource halieutique, a été de consacrer plus de temps afin d'obtenir la même quantité de prises (90% et 80% des répondants respectivement). Deux autres adaptations importantes apparaissent dans les autres villages. En plus de l'adaptation précédente (44% et 68% des répondants respectivement), les pêcheurs à SL et à VAM ont mentionné que d'après leurs connaissances sur le milieu et la biologie des espèces, ils ciblent mieux leurs sites de pêche (31% et 23% des répondants respectivement). À NC, 50% des pêcheurs ont mentionné allouer plus de temps à l'activité de pêche en vue d'obtenir la même quantité de poissons, 15% ont signalé avoir changé définitivement de site de pêche et 17% n'ont pas été capables de justifier leur réponse affirmative à la question. Les autres réponses ayant ressorti de notre enquête ont été : le changement d'horaire des pêches (préférentiellement le soir); l'usage accru de filet maillant et enfin l'abandon progressif de l'activité.

La plupart des pêcheurs interrogés à l'échelle du bassin n'adhère pas à l'association locale des pêcheurs (Colônia dos Pescadores) (Tableau 20). Ceci est généralisable à l'ensemble des communautés car aucune différence dans les réponses obtenues n'a été observée ($p = 0,1290$). Par contre, ces pêcheurs ont mentionné participer à d'autres organisations sociales, telles l'association communautaire du village, l'église, le syndicat des travailleurs ruraux et le

club de soccer de la communauté. Cette participation est néanmoins apparue différente d'une communauté à l'autre ($p = 0,0002$). On retrouve NC en opposition à AC et à VAM. La plupart des répondants à AC participe dans une organisation existante chez eux tandis qu'à NC 61% ont mentionné ne participer à aucun regroupement (Tableau 21). In fine, les principales organisations sociales mentionnées ont été à AC : association des petits producteurs (APROE), église et club de soccer (83%); à SL : l'association communautaire et l'église (100%); à VAM et à SA : l'association communautaire, l'église et le club de soccer (80%); à SL : l'église (94% et 57%).

Tableau 20- Tableau de contingence illustrant l'implication des pêcheurs dans l'association des pêcheurs.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Non	N	17	18	16	33	29	113
	%	100,0	78,3	88,9	94,3	93,6	
Oui	N	0	5	2	2	2	11
	%	0	21,7	11,1	5,7	6,4	
N Total		17	23	18	35	31	124

Tableau 21- Tableau de contingence illustrant l'implication des pêcheurs dans les organisations sociales existantes dans le bassin du Tapajós.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Non	N	0	14	9	15	6	44
	%	0	60,9	50,0	46,9	19,4	
Oui	N	17	9	9	17	25	77
	%	100,0	39,1	50,0	53,1	80,6	
N Total		17	23	18	32	31	121

4. Discussion

Les communautés riveraines du bassin du Rio Tapajós vivent dans un écosystème modelé par le cycle des eaux. Chaque phase du cycle hydrologique possède des caractéristiques propres et apporte aux riverains un mode de penser, de se sentir et d'agir unique qui doit être considéré lors de l'élaboration des politiques de gestion et de conservation. Les communautés vivant sur les rives du Tapajós pratiquent à différentes échelles l'agriculture, la chasse, l'élevage et la pêche. Cette capacité d'adaptation à leur environnement associée à la disponibilité d'un grand nombre de ressources naturelles, caractéristiques de la région à l'étude, permet aux habitants locaux de subvenir à leurs besoins et ce, sans devenir strictement des pêcheurs artisanaux. En effet, dans la plupart des communautés de pêcheurs, en particulier dans les pays en développement, rares sont les pêcheurs spécialisés à temps plein dans cette activité (McGoodwin, 2003).

Nous avons observé dans la présente étude que les pêches réalisées dans la région étudiée sont généralement pratiquées au sein des unités familiales riveraines. En effet, il est reconnu que l'apprentissage de la pêche est d'ordinaire réalisé au sein de la famille lorsque les individus sont à la période de l'enfance (Pasa, 2004). Costa-Neto et Marques (2001), ont également mis en évidence, en étudiant l'activité de pêche réalisée par les habitants de Sirinha dans l'état de Bahia, le caractère familial de l'activité. Dans le bassin du Tapajós, il ressort également que l'activité de pêche est réalisée par plusieurs générations et que les hommes possèdent plus d'années de pratique de pêche que les femmes, et ce dans la plupart des communautés. Ceci est en accord avec le travail de Clauzet et al. (2005) sur les pêches artisanales et les connaissances traditionnelles de deux communautés Caiçaras du littoral de São Paulo. Au sein de quatre communautés (TE, TI, IP et SC), les personnes interrogées ont mentionné avoir jusqu'à 60 ans et plus de pratique. À TE, elles ont mentionné avoir jusqu'à 48 ans de pratique tandis qu'à AC, on retrouve le temps moyen le plus bas de pratique de l'art de la pêche et ce, que ce soit parmi les femmes ou les hommes ($6,5 \pm 4,9$ ans et $15,7 \pm 9,7$ ans respectivement). Valêncio et al. (2003) ont observé que le temps de pêche des pêcheurs du haut-moyen São Francisco varie entre 2 et 90 ans. Précisément, 23, 28, 23, 29 ans représentent la moyenne dans le temps de pêche des pêcheurs interrogés respectivement dans

les communautés de Três Marias, Pirapora et Januaria. Ces valeurs sont similaires à celles mis en évidence dans notre étude.

Dans une étude visant à mettre en lumière des outils pour combattre la pêche prédatrice à la bombe au sein d'une communauté de pêcheurs de la Baie de Tous les Saints dans le nord-est du Brésil, il ressort que les parents ont été responsables de l'apprentissage de la pêche de leurs enfants dans le cas de 37% des personnes interrogées. De plus, 63% des interrogés ont mentionné avoir appris à pêcher à travers l'observation des personnes les plus vieilles ou bien, ils ont mentionné avoir appris tout seul l'art de pêcher (Queiroz 2002). Nos données montrent que plus de 50% des interrogés dans la plupart des communautés étudiées ont appris à pêcher en suivant l'exemple masculin du grand-père ou du père. L'apprentissage de la pêche à partir d'un exemple féminin a très rarement été mentionné. Les femmes interrogées ont, elles-aussi, mentionné avoir appris à pêcher en suivant un exemple masculin, à savoir leur grand-père ou leur père. L'importance de la participation des hommes dans l'activité de pêche ressort également dans plusieurs études (Costa-Neto et Marques, 2001 ; Pasa, 2004). Quelques rares recherches ont contribué à mettre en lumière l'importance de la participation des femmes dans les communautés brésiliennes vivant de la pêche (Peirano, 1975; Maués, 1977; Dantas et Carneiro, 1979 et Beck, 1981). Woortmann (1999), mentionne que les femmes sont souvent culturellement cachées par l'identité collective/masculine. De manière générale, on a observé que tous les membres de la famille sont impliqués dans le processus productif et cela inclut aussi bien les femmes que les enfants. De plus, le conjoint ou la conjointe a été le principal soutien de la personne interrogée dans l'ensemble des communautés. Par contre, un partage des tâches ou une complémentarité semble se dégager de nos données car le nettoyage du poisson semble être une tâche féminine réalisée par la sœur, l'épouse ou la mère des personnes interrogées alors que les autres tâches exigeant une force physique plus importante sont exécutées par les hommes. Dans une étude portant sur la situation des femmes dans le secteur des pêches en Uruguay, les auteurs ont observé à la manière de notre étude que la capture des poissons est réalisée par les hommes et que le processus pré et post-capture est basé sur la participation des deux genres (Josupeit, 2004). Selon McGoodwin (2003), on peut observer systématiquement une division du travail par

sexe et par groupe d'âge, ce qui se traduit par une différenciation des rôles sociaux attendus respectivement des hommes, des femmes, des adultes, des enfants et des personnes âgées.

L'exploitation des milieux naturels existants dans le bassin du Tapajós, tels les lacs et les rivières, ne semble pas changer au cours des saisons. Toutefois, une différence spatiale dans l'usage des écosystèmes ressort nettement dans notre analyse. En effet, les pêcheurs des différentes communautés semblent avoir des sites de pêches de prédilection. Mentionnons, exclusivement la rivière Tapajós à SL, VM et SC ; le Tapajós et un lac à NC, IP et TI ; la rivière Itapacurazinho à ST ; la rivière Cupari et le lac Santa Cruz à AC ; le lac Novo Paraíso à NP ; le lac Curi à TE et finalement la rivière Tapajós et le Paraná semblent être privilégiés à SU et CA. Dans une étude réalisée par Costa-Neto et Marques (2001), la majorité des pêcheurs affirme ne pas avoir de sites spécifiques de pêche. Par contre, d'après l'observation des pratiques de pêche réalisées par ces auteurs, l'existence de sites et de zones qui sont maintenus secrets et qui font objet d'exploitation de seulement quelques pêcheurs initiés ressort. L'habitude de garder des sites secrets a été analysée par Forman (1967) comme étant un mécanisme écologique adaptatif qui minimise la compétition et qui prévient la sur-pêche. Acheson (1981) cite plusieurs auteurs qui ont observé des cas où les sites de pêche ne sont pas formellement « une possession » mais où le secret et la gestion de l'information agissent comme si un droit de propriété sur les ressources existait. Finalement, d'après nos données, il semble que l'exploitation des ressources halieutiques par les pêcheurs du bassin du Tapajós est directement associée à la proximité et à l'accessibilité annuelle et que le choix des sites de pêche ne suit pas les variations environnementales et bio-écologiques des ressources halieutiques reliées au cycle hydrologique. Ceci n'est pas en accord avec les données de Murrieta (2001). Cet auteur a accompagné les pêcheurs de la région du bas Tapajós lors de quelques sorties de pêche. D'après ces observations, les sites de pêches étaient choisis selon les espèces de poissons ciblées, la saison et l'engin devant être utilisé. Plus précisément, il mentionne une préférence par l'épervier, la sagaie et la ligne pendant la saison des pluies. Dans notre étude, nous avons documenté l'emploi de 7 différents outils de pêche dans les communautés étudiées ainsi que l'utilisation de différentes combinaisons d'engins, soit 8 combinaisons en étale et en étiage pour exploiter les lacs et 7 à 12 pour exploiter les rivières. Aucune variabilité liée au type d'habitat exploité ou à la saison ne semble orienter l'usage des

engins dans les communautés participant à notre étude. Contrairement, Ramires et Barrella (2005) ont observé une variation liée au type de milieu exploité et les espèces ciblées dans l'utilisation d'engins par les Caiçaras. Le filet maillant et la ligne à main représentent les engins dont l'usage est le plus répandu dans le bassin du Tapajós au long de deux saisons distinctes. Selon Pasa (2004), la simplicité des engins utilisés provient du caractère de subsistance de l'activité de pêche. Dans le travail de Thé (2002), l'utilisation des filets maillants ressort également comme étant la principale technique de pêche employée dans le réservoir de Três Marias. Généralement, chaque pêcheur possède une variété de filets, de différents maillages permettant la capture de poissons de moyennes et grandes tailles. Les filets ont souvent entre 1,5 et 2,0 m de hauteur et 0,50 m de longueur (Thé, 2002). Dans les communautés Caiçaras, les filets maillant constituent également le principal outil utilisé (Hanazaki, 2001 ; Ramires et Barrella, 2005). Par contre, cet engin a été seulement utilisé par 8% des pêcheurs dans la communauté de Saco do Mamanguá à Rio de Janeiro (Diegues et Nogara, 1999). La préférence des filets maillant peut s'expliquer par une plus grande efficacité dans la capture pendant la période de basses eaux, la facilité de se procurer cet engin, la facilité d'utilisation, ainsi que par la résistance et la durabilité (Thé, 2002).

Dans la présente étude, les pêcheurs des 6 communautés détaillées ont identifié 43 « espèces de poissons » exploitées. Dans la classification réalisée par les pêcheurs, on remarque que plusieurs espèces sont réunies sous un même nom commun. Par exemple, on observe que la dénomination « aracu » peut englober jusqu'à 8 espèces de poissons. Inversement, les pêcheurs peuvent utiliser plusieurs noms communs pour nommer une même espèce de poisson. Costa-Neto et al., (2002) mentionnent par exemple que *Schizodon kneri* - appelé « aracu » dans la région étudiée - peut être appelé « piau-pintado », « piau três pintas » et aussi « piau crueiro » ou encore *Plagioscion squamosissimus* - appelé « pescada » dans la région du Tapajós - peut être appelé « cruvina-pescada » et aussi cruvina-de-dente par les pêcheurs du rio Sao Francisco. L'ethno-taxonomie des pêcheurs du bassin du Tapajós peut varier d'une communauté à l'autre. Elle peut être également basée sur la taille des poissons. Par exemple, les pêcheurs reconnaissent que les dénominations « bocó » et « tambaqui » ou encore « bodeco » et « pirarucu » concernent les mêmes espèces de poissons mais les premiers termes font référence à des spécimens juvéniles. En plus de faire une observation

similaire parmi les pêcheurs de la Barra, Costa-Neto et al. (2002) mentionnent que l'ethnotaxonomie de ces pêcheurs peut aussi être basée sur la morphologie des poissons (p.ex : couleur, forme de la tête et forme de la bouche). Marques (1995) suggère d'ailleurs qu'une fois la constance et la répétitivité vérifiées, ces phénomènes devraient être pris en compte dans l'ethnotaxonomie ichthyologique.

La composition des prises capturées par les pêcheurs semble varier entre la saison des pluies et la saison sèche. De plus, si l'on regroupe les communautés plus au sud (SL, SA et NC) et celles situées plus au nord (AC, VIS, MUS), on retrouve que : i) les poissons non-prédateurs de petites tailles, tels que le jaraqui, le charuto, le cará et le charuto sont plus abondants pendant la saison des pluies et ce, dans les communautés situées au nord et ii) que les poissons prédateurs pouvant atteindre des grandes tailles, tels que le tucunaré, le surubim et la dourada sont plus abondants pendant la saison sèche et ce, dans les communautés situées au sud du bassin. Une différence dans le nombre « d'espèces » mentionnées par les pêcheurs a été également observée ($p < 0,0001$). Plus précisément, 24 et 19 « espèces » de poissons ont été respectivement mentionnées par les pêcheurs vivant au nord et ceux vivant au sud du bassin. Moura (2002) a observé l'exploitation de 22 espèces de poissons au sein d'une communauté de pêcheurs du Remanso à Chapada Diamantina, dans l'état de Bahia. Lors des campagnes d'échantillonnage menées pour la réalisation de cette thèse (chapitre 2), 96 espèces de poissons ont été récoltées, à l'aide des filets maillant, au cours des pêches réalisées par ces communautés dans les principaux milieux aquatiques exploités. La diversité et la richesse spécifique des poissons ont été légèrement supérieures pendant l'étiage. La montée saisonnière des eaux apparaît comme étant le facteur le plus important qui agit sur la variabilité des communautés de poissons du bassin du Tapajós. Cependant, les résultats obtenus dans le Chapitre 2 ne permettent pas de mettre en lumière des tendances reliées à la nature des sites (lenticules/lotiques) ni à la localisation géographique des milieux aquatiques étudiés.

Les pêcheurs du Tapajós peuvent réaliser jusqu'à 7 sorties de pêche hebdomadaires pendant l'étale et l'étiage. Le nombre moyen de sorties ne semble pas varier entre ces deux saisons et aucune variation spatiale ne semble se dégager. Par contre, les prises de poissons (kg) sont

plus importantes en étiage qu'en étiage. De plus, les rendements varient également d'une communauté à l'autre. NC, TI, IP, TE et VM ont été les communautés où les pêcheurs ont mentionné réaliser les plus importantes captures. Pacheco (2006) a également observé une capture plus importante pendant l'étiage chez les pêcheurs de Maruá, Bahia. Le nombre moyen de repas-poisson identifié dans notre étude a varié entre 9 et 13 par semaine au sein des 6 communautés. La valeur plus élevée a été retrouvée à NC et la plus faible à ST. Malgré le fait que la pêche représente un élément important pour assurer la subsistance de la population du complexe estuaire-lagunaire de Iguapé-Caninéia à Sao Paulo, Hanazaki (2001) a observé que le poisson représente seulement en moyenne 32% de la protéine animale consommée. Selon l'auteur, l'augmentation du tourisme est en train de changer le régime alimentaire de cette population.

Il est reconnu que l'activité de pêche compte parmi les métiers les plus dangereux et les plus économiquement risqués au monde, ces mêmes risques étant démesurément aggravés dans nombre de pays en développement (Haddad Junior, 2000a et b; Ben-Yami, 2000). Les pêcheurs à petite échelle sont rarement équipés de matériel de sauvetage (par exemple des gilets ou des combinaisons de sauvetage) et nombre d'entre eux n'ont pas accès à des services de prévision météorologique ou ne disposent pas de systèmes de communication efficaces et ne peuvent pas non plus compter sur des services de secours lorsqu'ils sont en danger (McGoodwin, 2003). Ces conditions sont toutes retrouvées dans le bassin du Tapajós au sein des communautés à l'étude. Un nombre important d'accidents survient au sein des populations riveraines du Brésil (Haddad Junior et Sazima, 1999). De plus, les poissons chats de la famille Pimelodidae et les raies représentent une autre principale cause des accidents (Haddad Junior, 2003). Nous avons en effet observé que les blessures provoquées par quelques espèces de poissons et des raies sont fréquentes dans les communautés étudiées. Ces dernières méritent une plus grande attention de la part des professionnels de la santé puisqu'elles nuisent grandement à la qualité de vie des pêcheurs en les obligeant à interrompre leurs travaux pendant des semaines, voire même des mois (Haddad Junior, 2003).

Les conditions de vie des pêcheurs du bassin du Tapajós sont généralement rudimentaires. Le manque d'eau potable, d'assistance médicale, d'habitation confortable et de saines conditions de travail sont le lot quotidien de ces riverains. Les pêcheurs et leurs familles sont fréquemment très dépendants des ressources halieutiques locales dont nous ne connaissons pas complètement la composition, l'état et les aspects reliés à la dynamique d'exploitation et d'utilisation. Dans une recherche réalisée dans la région de Belém, Bezerra (2002) a démontré que les pêcheurs souffrent de plus de problèmes psychiatriques et de consommation d'alcool et tabac que les autres habitants de la région. Selon l'auteur, la majorité de ces problèmes est, entre autres, reliée à la faible rémunération et aux mauvaises conditions de travail retrouvées dans l'activité de pêche. Aucune information de cet ordre n'existe pour les pêcheurs de la région étudiée.

De plus, on reconnaît que les pêcheurs du Tapajós et leurs familles constituent le groupe le plus exposé au Hg vu l'importante consommation de produits de la pêche (Lebel et al., 1997; Dolbec et al., 2000). Laliberté (1993) a réalisé une étude portant sur les facteurs individuels et environnementaux (alimentation) pouvant être reliés à l'exposition au Hg des familles de pêcheurs de la Basse Côte Nord du Saint Laurent. L'auteur a mis également en évidence que l'alimentation riche en produits de la pêche est associée positivement à la concentration sanguine de Hg chez cette population.

Dans le cadre de notre étude détaillée sur la perception qu'ont les pêcheurs de leurs pratiques de pêche, il ressort qu'environ 35% des pêcheurs de NC et de SL se considèrent des pêcheurs professionnels tandis que l'ont retrouve un pourcentage inférieur (entre 6 et 16 %) parmi les autres communautés. Delbos et Jorion (1990) mentionnent que le passage au statut de professionnel est marqué de deux façons : l'inscription et la cotisation à l'organisme régissant le groupe. Selon ces auteurs, ces deux mesures purement administratives transforment le pêcheur en professionnel, acteur économique légitime. Dans la présente étude, 3 principales raisons expliquent les perceptions qu'on les pêcheurs de leur statut. À AC, 41% des répondants se considèrent comme pêcheurs de subsistance car ils ne connaissent pas toutes les techniques de pêche. Il faut alors remarquer que les habitants de cette communauté, la plus récente quant à sa fondation, possèdent la plus faible scolarité (en moyenne 2 ans). Ces

deux facteurs peuvent être à l'origine du manque de pêcheurs avec un statut professionnel. À SA, environ 39% des répondants se considèrent des pêcheurs de subsistance car l'activité de pêche ne représente pas leur principale occupation, tandis qu'à VAM, la raison évoquée a été que l'activité visait uniquement à assurer la subsistance de la famille. Finalement, d'autres raisons liées au manque de capital permettant l'achat d'une batterie d'engins et/ou le paiement des droits en tant que pêcheur professionnel et/ou le manque d'expérience ont été évoquées par les pêcheurs de NC et SL.

Il ressort dans notre étude que le sel est majoritairement employé pour la conservation des prises dans la plupart des communautés, à l'exception de NC où l'utilisation de la glace est plus répandue (utilisée par plus de 95% des interviewés). Plusieurs raisons peuvent être à l'origine de l'utilisation de la glace dans cette communauté : la proximité géographique de NC avec la ville de Itaituba ; la présence d'une route reliant NC à cette ville ; la présence d'un moyen de transport journalier (des personnes et des produits locaux, tels : farine de manioc, bananes, poissons, etc.) entre NC et la ville de Itaituba ; l'important rendement des pêches rapportés par les pêcheurs de NC et finalement le but de commercialisation des produits de la pêche et ce, pour 100% des personnes interrogées. Pasa (2004) a mentionné que les prises capturées et non-consommées par les pêcheurs ayant participé à l'effort de pêche étaient immédiatement salées. Dans ce procédé, le poisson est d'abord écaillé et, éviscéré pour recevoir une épaisse couche de sel tant dans la cavité ventrale que sur la peau. Ceci protégera le poisson de la détérioration pendant quelques jours seulement (Pasa, 2004). Contrairement à ce que l'on aurait pu penser, la préparation du piracuí, une technique de conservation employée par les autochtones amazoniens permettant la déshydratation de la chair des poissons, est pratiquement inconnue au sein des communautés étudiées. Le piracuí est un produit de grande durabilité, fabriqué par les autochtones amazoniens depuis des nombreuses années à grâce à une technique de déshydratation de la chair de certaines espèces de poisson. Les premières notes faisant mention du piracuí datent de l'époque de la découverte du Brésil. Les missionnaires et les envahisseurs ont été les premiers à l'évoquer dans les descriptions des coutumes et habitudes autochtones (Castro, 2003).

Il a été observé que la plupart des pêcheurs interrogés, à l'échelle du bassin, ne sont pas affiliés à leur association locale de pêcheurs (Colônia dos Pescadores). Plusieurs chercheurs ont déjà dénoncé l'invisibilité des pêcheurs dans les mouvements sociaux brésiliens (Furtado et al., 1993; Campos, 1993; Mello, 1995, Leitão, 1995; 1997). Cet avis est partagé par Mello (1995). Selon ce dernier, on oublie la participation des pêcheurs dans certains mouvements de caractère révolutionnaire, tel est le cas de la révolte populaire appelée Cabanagem. Les Cabanos, participants de la Cabanagem, ont été des riverains de l'Amazonie (et cela inclut principalement des pêcheurs). Ce mouvement a donné une certaine visibilité aux pêcheurs (Campos, 1993). Jusqu'avant la Cabanagem, il n'y avait pas des colonies et/ou syndicats de pêcheurs. Dans l'état du Pará, cette organisation a débuté lors de la création par le Gouvernement Fédéral de la Conférence Nationale des Pêcheurs (CNP), de la Fédération des Pêcheurs (FEPA) et de Colonies de Pêcheurs, ceci dans le but déguisé de manipuler les pêcheurs. La preuve réside dans la nomination, par le Gouvernement Fédéral, de personnes complètement extérieures au monde de la pêche comme présidents et coordonnateurs de ces organisations (Potiguar Júnior, 2002).

Généralement, les pêcheurs sont perçus comme faisant partie d'un « secteur marginal » et/ou comme des prédateurs par les populations urbaines et aussi par les organismes gouvernementaux (Water, 2000). Plusieurs auteurs ont cependant démystifié ce préjugé (Diegues, 1983; 1996; 1999; Maldonado, 1986; 2002; Marques, 1995; 2001). Ces derniers, en plus de mettre en évidence les connaissances écologiques remarquables des pêcheurs sur les écosystèmes et les ressources aquatiques, ont également soulevé l'importance de la production à petite échelle dans l'approvisionnement en poisson frais de haute qualité.

Dans une étude réalisée avec des pêcheurs de l'île de Caratateua à Belém, Potiguar Júnior (2002) a mis en évidence plusieurs raisons pouvant justifier le manque de structure dans l'organisation sociale et professionnelle des pêcheurs, mentionnons le manque d'organisation du groupe lui-même, l'absence d'intérêt du pouvoir municipal et le manque de leadership au sein des pêcheurs. Dans la présente étude, on a observé que la scolarité moyenne des riverains du Tapajós varie entre 2 et 6 ans environ. Camargo et Petreire (2001), dans un travail portant sur la sociobiologie de la pêche dans trois communautés du rio São Francisco

dans l'état de Minas Gerais, mentionnent que presque 55% des pêcheurs sont illettrés ou ne possèdent que de 1 à 3 ans de scolarité et que 97% des pêcheurs interrogés ne possèdent, au maximum, que 4 ans de scolarité. Valêncio (2001) a observé, quant à lui, que 28% des pêcheurs vivant dans le haut-moyen São Francisco ne sont jamais allés à l'école et que 65% n'ont que 4 ans de scolarité. Ainsi, on peut supposer que la faible scolarisation des pêcheurs peut être à l'origine du manque d'organisation sociale des pêcheurs dans le bassin du Tapajós. Dans la région Nord du Brésil, la scolarité moyenne des individus est de 5,7 ans en milieu urbain, alors que cette moyenne chute à 4 ans en milieu rural. Diegues (1983) mentionne que les tâches quotidiennes des pêcheurs impliquent un mode de vie particulier qui serait probablement à l'origine de l'organisation précaire de ce groupe social.

Oubliés par les actions publiques et cachés sous la générique dénomination de travailleurs ruraux, les riverains affrontent de nombreux problèmes de santé et d'éducation (Scherer, 2004). Selon l'auteur, l'invisibilité des riverains amazoniens au niveau socio-politique est un fait concret, peu d'éléments ne concernant ce groupe dans les plans élaborés aux plus hautes sphères de l'État et du Fédéral. En fait, le destin des populations riveraines traditionnelles et l'avenir de ses ressources naturelles est demeuré secondaire dans les plans élaborés par le gouvernement et ce, depuis la colonisation (Scherer, 2004). Selon l'auteure, les politiques sociales actuelles créées afin de répondre aux demandes des riverains sont sélectives, discriminatoires et les exigences bureaucratiques sont nombreuses et complètement dissociées de leurs conditions de vies, de leur milieu d'existence ainsi que des particularités géographiques reliées à leurs lieux d'habitation.

Environ 59% de l'ensemble des interviewés des 6 communautés ne font aucune commercialisation de leurs prises. NC semble être différente des autres communautés sur cet aspect car 100% des interviewés commercialisent le fruit de leurs captures. Ce résultat met l'emphase sur le caractère de subsistance de pêches réalisées au sein des communautés du bassin du Tapajós. Pacheco (2006) a cependant identifié que 86% des pêcheurs à Maruá dans l'état de Bahia commercialisent leurs captures, tendance contraire à celle retrouvée dans notre étude. McGrath et al. (1993) ont identifié quatre acteurs impliqués dans l'exploitation des produits halieutiques de la Basse Amazonie : (i) les pêcheurs, (ii) les mareyeurs (banqueiros),

(iii) les vendeurs de glace (geleiros) et (iv) les usines frigorifiques. À l'exception des pêcheurs, les autres agissent seulement au niveau des ventes. Ce sont également eux qui financent et/ou fournissent la glace aux petits pêcheurs. Il est reconnu que la complexité du réseau d'intermédiaires dépend de l'organisation locale des pêcheurs et de la quantité de poisson produite (Barthem, 1990 ; McGrath et al., 1993). Jusqu'à deux intermédiaires ont été identifiées dans la commercialisation des ressources halieutiques exploités dans la portion à l'étude du bassin du Tapajós. Dans une étude approfondie sur les agents impliqués dans la commercialisation des poissons capturés dans la ville de Monte Alegre, Mello et al. (1999) ont conclu que le manque d'organisation des pêcheurs contribuait au contrôle du processus de commercialisation par des intermédiaires.

Malgré le manque de statistiques sur la pêche dans la portion du bassin du Tapajós qui fait objet de cette recherche, la grande majorité des personnes interrogées a indiqué avoir remarqué une diminution au cours du temps de l'abondance des ressources halieutiques. Précisément, 87,5% ont mentionné lors de l'application du court questionnaire dans 12 communautés avoir remarqué la diminution et seulement 8,5% n'ont observé aucun changement. Dans ces 8,5% (n=20), on retrouve 10 individus vivant à SC. Cette communauté est issue d'une colonisation ancienne et possède également le plus grand nombre de maisons, ce qui laisse suggérer une plus forte et plus ancienne pression sur les stocks halieutiques. De plus, le pourcentage des personnes ayant remarqué une diminution de la ressource dans cette communauté s'élève à 90% lors de l'application du questionnaire détaillé dans les 6 communautés. Les personnes interrogées ont remarqué la diminution de l'abondance et/ou la réduction des tailles des poissons. Globalement, la diminution de l'abondance daterait d'il y a 20 ans tandis que la réduction des tailles des poissons daterait d'il y a 8 ans. Il est d'ailleurs déjà reconnu que les pêches artisanales peuvent provoquer une réduction dans les stocks exploités, plus particulièrement dans ceux ayant un important intérêt commercial (Silvano, 2004). Selon Diegues (1999), les populations vivant sur le littoral brésilien sont en train d'être confrontées à plusieurs impacts liés aux activités humaines dont, notamment l'effondrement des ressources halieutiques. Une diminution de la productivité de la vallée du São Francisco a été également soulignée par Godinho (2000 ; 2005). Cette diminution a été basée sur l'étude de la capture par unité d'effort mensuelle

(CPUE), qui a été en moyenne de 11,7 kg pour l'année 1987 et de 3,1 kg pour l'année de 1999. Deux autres informations ont été également mises en évidence par l'auteur : la diminution de la taille des poissons capturés et l'augmentation de la distance devant être parcourue en bateau (89 km en aval d'un point de référence en 1987 et 200 km en aval du même point en 1999).

Plusieurs causes pouvant être à l'origine de la diminution de la quantité de poissons ont été avancées par les pêcheurs des 12 communautés. Les principales ont été les suivantes : les actions humaines sur l'environnement et/ou la conséquence de la pêche à la traîne réalisée par les pêcheurs locaux et ceux provenant d'autres villages et villes environnantes (52% des personnes interrogées) et trop d'effort sur les stocks de poissons (18% des personnes interrogées). Nos résultats sont partiellement en accord avec ceux de Thé (2004) où les pêcheurs de quatre communautés du rio São Francisco, dans l'état de Minas Gerais, ont également attribué une baisse dans la production halieutique en conséquence des actions anthropiques sur l'environnement. Parmi les causes anthropiques, à l'origine d'une diminution dans l'abondance des ressources halieutiques répertoriées dans la littérature, mentionnons le déboisement des berges et l'érosion causés par l'avancement de la frontière agricole, la pollution liée aux effluents domestiques et industrielles, le barrage des cours d'eaux et la sur-pêche. Cette dernière a été souvent attribuée à l'augmentation du nombre de pêcheurs (Godinho, 2000). Les pêcheurs de Maruá ont également observé une diminution considérable des stocks halieutiques. Selon eux, trois causes sont à l'origine de ce phénomène : l'augmentation du nombre de pêcheurs, la pêche prédatrice et la pollution (Pacheco, 2006). Contrairement à nos résultats, des facteurs d'origine climatique, tel l'absence de longues périodes de pluies et l'absence de crues importantes, ont aussi été identifiés comme étant à l'origine de la baisse dans les stocks halieutiques (Godinho, 2000; Thé, 2004).

Les pêcheurs du bassin du Tapajós ont mentionné le déboisement des berges et l'érosion comme étant les principaux changements observés sur l'environnement au fil du temps. Malgré cela, la plupart des personnes interrogées ne font pas de lien entre ces deux facteurs et la diminution dans l'abondance et/ou réduction de la taille des poissons.

Plusieurs solutions visant à contrer la diminution des stocks halieutiques du Tapajós sont ressorties dans notre étude. Les plus courantes ont été: (i) l'interdiction d'accès aux cours d'eau aux pêcheurs provenant d'ailleurs, (ii) l'application rigoureuse des normes et (iii) la prière. McGoodwin (2003), dans un rapport élaboré dans le but d'aider les responsables des pêches à mieux comprendre la culture des communautés de petits pêcheurs, mentionne qu'incontestablement, les stratégies de gestion communautaire les plus répandues parmi les pêcheurs à petite échelle reposent sur la volonté de prévenir ou de déjouer l'intrusion d'intervenants extérieurs dans les zones de pêche ou les territoires dont ils dépendent pour leur subsistance, plutôt que de chercher à limiter l'effort de pêche.

La perception environnementale implique une prise de conscience de l'environnement par l'être humain; en se rendant compte qu'il fait partie intégrante de celui-ci, en apprenant à le protéger et en prenant soin des divers milieux qui le composent (Corral-Verdugo, 2003). Selon Oskamp (2000), l'être humain est considéré comme le principal perturbateur de l'environnement. La clé du succès dans les interventions visant la santé des écosystèmes réside dans l'identification des déterminants spécifiques des comportements à maintenir ou à changer (Fishbein et al., 1991). De manière générale, les modifications dans les paysages amazoniens apparus au fil des années et le développement des pêches industrielles et artisanales à grande échelle ont eu des graves conséquences sur l'ichtyofaune et sur l'activité de pêche elle-même (Goulding, 1983 ; Bayley et Petre Jr., 1989). Sampaio da Silva (2005), dans un rapport visant à dresser un portrait des pêches et des enjeux économiques, sociaux et environnementaux de celles-ci dans la région de Santarém en Amazonie brésilienne, a mis en évidence que le déboisement produit par l'exploitation du bois, l'élevage et l'agriculture, l'érosion des berges, la construction des centrales hydroélectriques ainsi que la contamination au Hg et aux pesticides, font partie des perturbations anthropiques menaçant l'ichtyofaune locale. Dans la présente étude, les causes du déboisement dans la région à l'étude n'ont pas fait objet de notre recherche. Par contre, en se basant sur nos séjours sur le terrain on peut très bien supposer qu'il soit associé aux activités d'élevage et d'agriculture.

L'impact des changements sur l'environnement observés et sur la ressource halieutique elle-même, en lien avec les modes d'exploitation des pêcheurs, semble être mitigé au sein des pêcheurs provenant des différentes communautés. Plus de la moitié des personnes interrogées (55%) ont mentionné s'être adaptées et 45% ont mentionné n'avoir rien changé au fil des années. D'après l'analyse de correspondance, il ressort que les réponses obtenues auprès des pêcheurs de VAM sont différentes de celles obtenues auprès des pêcheurs de SA où les pêcheurs n'ont rien changé dans le cadre de leurs pratiques de pêche. Outre le fait de devoir consacrer plus de temps afin d'obtenir la même quantité de prises (dans le cas de 68% des répondants), les pêcheurs à VAM ont mentionné utiliser davantage leurs connaissances sur le milieu et la biologie des espèces afin de mieux cibler leurs sites de pêche (dans le cas 23% des répondants).

En général, les riverains du bassin du Tapajós peuvent être considérés comme pauvres mais pas comme misérables. Jusqu'à tout récemment, les riverains pouvaient vivre de ce qu'on a appelé la « prospérité rustique » (Bjorn, 1999). Actuellement, la surexploitation des ressources halieutiques déstabilise l'économie domestique des familles riveraines amazoniennes (Scherer, 2004). Les riverains sont actuellement obligés de consacrer plus d'heures dans l'activité de pêche, tel que nous l'avons mis en évidence dans la présente étude. Ceci leur laisse donc moins de temps à consacrer pour les autres activités, qu'elles soient d'ordre productif ou social. Face à cette réalité, les pêcheurs sont contraints de trouver/inventer d'autres moyens de survie ou sont poussés à défricher davantage pour cultiver plus, de manière à générer un excédent dans leurs revenus et ainsi pouvoir acheter des produits de première nécessité.

Sampaio da Silva (2005), dans un rapport dressant un portrait des pêches et des enjeux économiques, sociaux et environnementaux des pêches dans la région de Santarém en Amazonie brésilienne, conclut que les enjeux identifiés dans le système 'pêche' sont essentiellement d'ordre économique, technique, environnemental et socioculturel. De plus, l'auteure mentionne que les solutions doivent alors passer par une gestion intégrée pour que l'exploitation des ressources halieutiques puisse être réalisée de manière économiquement viable, écologiquement durable et socialement équitable. Parallèlement, ces solutions

doivent être adaptables et adaptées aux caractéristiques régionales et locales. Elles doivent également être participatives de manière à faire intervenir les populations concernées, celles qui ont le pouvoir de développer des pratiques responsables tout en tirant des avantages.

Dans une étude cherchant à identifier des outils pour combattre la pêche prédatrice à l'aide d'explosifs, au sein d'une communauté de pêcheurs de la Baie de Tous les Saints dans le nord-est du Brésil, Queiroz (2001) conclut qu'il existe des facteurs socio-économiques, culturels et éducationnels reliés à cette pratique. Il est alors nécessaire de développer des stratégies permettant une amélioration des conditions de vie des populations riveraines de même que de réaliser un travail de sensibilisation dans un langage adapté afin d'expliquer aux groupes concernés, par exemple les pêcheurs, les agriculteurs, etc., tout en se souciant des questions de genres, les conséquences de leurs actions sur l'environnement et finalement sur leur bien-être.

5. Conclusion

La nette importance des liens parentaux dans l'apprentissage de la pêche ressort de notre étude. Une claire division des tâches, associée au genre, a été identifiée dans le cadre des pêches. Malgré l'existence de sites de pêches de prédilection propres aux différentes communautés à l'étude, l'exploitation des milieux naturels présents dans le bassin du Tapajós, tels les lacs et les rivières, ne semble pas changer au cours des saisons. Toutefois, une différence spatiale dans l'exploitation des écosystèmes a été observée. Cette différence est reliée à la proximité du site exploité et non pas aux caractéristiques propres de différents écosystèmes aquatiques locaux.

Les pêcheurs du bassin du Tapajós réalisent jusqu'à 7 sorties de pêche hebdomadaires et le nombre moyen de sorties ne semble pas varier entre l'étales et l'étiage. L'usage de 7 différents outils de pêche a été répertorié. Par contre, l'utilisation des méthodes traditionnelles d'exploitation a été remplacée par l'usage très courant et répandu du filet maillant. Les captures des pêcheurs varient d'une communauté à l'autre et semblent être plus importantes en étiage. La composition des espèces capturées varie au gré du cycle

hydrologique et en fonction de la localisation géographique des sites de pêche. Une très forte consommation de produits de la pêche, en moyenne entre 9 et 13 repas-poissons par semaine, a été confirmée dans notre étude. Puisqu'il est actuellement reconnu que le poisson représente la principale source de Hg (Lebel et al., 1997; Dolbec et al., 2000) et qu'il peut être également une importante source de sélénium (Lemire et al., 2006) pour les riverains du Tapajós, ces informations deviennent alors capitales pour les études et les suivis d'exposition humaine.

Le manque d'organisation communautaire des petits pêcheurs de la région ne favorise pas la mise en marché des produits de la pêche. L'église joue, de plus, un rôle très important dans le système social riverain du Tapajós et cette information ne doit pas être négligée dans les études participatives. Le système social local apporte cependant son lot de solutions. Le troc, souvent pratiqué, l'utilisation traditionnelle de végétaux dans l'activité de pêche (34 espèces, identifiées par les riverains, avec 5 usages différents), les usages médicaux traditionnels des produits de la pêche, sont ainsi quelques-unes des réalités qui peuvent favoriser le renforcement des liens et des échanges entre les villageois.

Au cours des dernières années, l'intensité et la pression sur les écosystèmes et les ressources naturelles se sont accrues de façon spectaculaire. À l'heure actuelle, il n'existe aucun système de gestion des écosystèmes aquatiques de libre accès situés dans le secteur étudié du Tapajós. Les pêcheurs interrogés ont mentionné le déboisement des berges et l'érosion comme étant les plus importants changements environnementaux observés au fil des temps. Cette forme de dégradation de l'environnement devrait donc être absolument combattue d'autant plus qu'il est actuellement reconnu que ces deux paramètres sont aussi responsables du transfert du Hg, naturellement présent dans les sols, vers les milieux aquatiques (Roulet et al., 1998; 2000; Farella et al., 2006; Farella et al., 2007). La grande majorité des pêcheurs a également signalé la diminution de l'abondance et/ou la réduction des tailles des poissons. Trois principales causes ont été suggérées comme étant à l'origine de la diminution de la quantité des poissons : les impacts des activités humaines sur l'environnement, la pêche à la traîne et l'effort de pêche trop important sur les stocks. L'interdiction d'accès aux cours d'eau aux pêcheurs provenant d'ailleurs, l'application rigoureuse des normes et la prière ont

été les trois principales solutions mentionnées par les pêcheurs pour limiter la diminution des stocks halieutiques du Tapajós. On remarque ici le détachement d'un rôle actif des riverains puisqu'il est sous-entendu que les deux premières solutions seraient réalisées par les organismes publics concernés. Le manque de lien entre les changements observés sur les écosystèmes naturels et ceux observés sur la ressource halieutique a attiré notre attention. En conséquence, toute intervention visant à envisager et/ou à implanter des méthodes durables d'exploitation des ressources halieutiques doit absolument passer par une activité préalable d'information dans un niveau de langage adaptée à la réalité humaine locale et d'appropriation du problème et de ses solutions potentielles par les communautés impliquées dans les activités de pêche.

Remerciements

Aucun résultat n'aurait été obtenu sans la coopération des villageois et des pêcheurs des communautés représentées dans cette étude. Je tiens donc à remercier toutes les personnes qui ont bien voulu me faire confiance et contribuer à nos travaux en donnant de leur temps et de leurs efforts pour partager les informations que nous avons recueillies. Merci à Hugo Poirier, Marilena S. da Silva, Laudecy et Marilane pour votre participation clé dans l'organisation et exécution des terrains. Ce manuscrit a bénéficié des commentaires et suggestions de Ana Amélia Boschio et de Gaël Brux. Cette recherche s'insère dans la 3^{ème} phase du Projet Caruso financé Centre de Recherches pour le Développement International (CRDI) du Canada.

Références bibliographiques

- Acheson, J. M. (1981). Anthropology of fishing. *Ann. Rev. Anthropol.*, 10:275-316.
- Batista, V. S.; Freitas, C. E. C.; Inhamuns, A. J.; Freire-Brasil, D. (2000). The fishing activity of the river people in the floodplain of the Central Amazon. In: W.J. Junk, J.J. Ohly, M.T.F. Piedade & M.G.M. Soares, *The Central Amazon Floodplain: Actual use and options for a sustainable management*. Backhuys Pub., The Netherlands, p. 417-431.
- Batista, V. S.; Inhamuns, A. J. ; Freitas, C. E. C.; Freire-Brasil, D. (1998). Characterization of the fishery in riverine communities in the Low-Solimoes, High-Amazon region. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 419- 435.
- Bayley, P. B. and Petrere Jr, M. (1989). Amazon fisheries: assessment methods, current status, and management options. In: Dodge, D. P., *Proceedings of the International Large River Symposium*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, v. 106, 385-398.
- Beck, A. (1981). Roça, pesca e renda: trabalho feminino e reprodução familiar. *Boletim de Ciências Sociais*, 23 : 21-32).
- Ben-Yami, M. (2000). Risks and Dangers in Small-Scale Fisheries: an Overview International Labour Office, Sectoral Activities Programme (SAP 3.6/WP.147). ILO Publications, ILO, CH-1211 Geneva 22, Switzerland. 60 p.
- Bezerra B. (2002). Distúrbios psiquiátricos em pescadores da Amazônia. *Jornal da Paulista*; 168:1-2.
- Biorn, M-L. (1999). Terra e água: indentidade camponesa como referência de organização política entre os ribeirinhos do rio Solimoes. In: Furtado, L. (org.) *Amazônia, desenvolvimento, sociodiversidade e qualidade de vida*. Belém, 1999.
- Camargo, S.A.F. et Petrere, M. (2001). Social and financial aspects of the artisanal fisheries of Middle São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 8: 163-171.
- Campos, A. J. T. (1993). Movimentos sociais de pescadores da ,Amazônia: In *Povos da Águas : realidade e perspectiva na Amazônia* (Org.) Lourdes Furtado; Wilma Leitão e Alex Fiuza de Mello. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Castro, F. C. P. (2003). Concentrado protéico de peixe como suplemento alimentar nas forças armadas : emprego, produção e estabilidade de concentrado protéico de piracui na ração operacional de combate de selva. I Workshop brasileiro em aproveitamento de sub-produtos do pescado. Universidade do Vale do Itajai, Itajai, Santa Catarina, Brasil, Dezembro, 2003.
- Castro, M.; Mertens, F.; Saint-Charles, J.; Passos, C.; Demeda, K. Mergler, D. (2006). Cultura alimentar e mercurio no Tapajós : um estudo de caso sobre a reima. III Encontro da ANPPAS, du 23 au 24 mai 2006, Brasilia, Brésil, 14 p.
- Clauzet, M.; Ramires, M.; Barrella, W. (2005). Pesca Artesanal e Conhecimento Local de Duas Populações Caiçaras no Litoral de São Paulo, Brasil. *MultiCiência : Revista Interdisciplinar dos Centros e Nucleo da Unicamp*, (4) : 1-22.
- Corral-Verduggo, V. (2003). Determinantes psicológicos e situacionais do comportamento de conservação de água: um modelo estrutural. *Estudos de Psicologia*, Natal, v.8, n.2, 2003.

- Costa-Neto, E. M. et Marques, J.G.W. (2001). Atividade de pesca desenvolvida por pescadores da comunidade de Siribinha, Município de Conde, Bahia : uma abordagem etnoecológica. *Sitientibus série ciências biológicas* 1(1) :71-78.
- Costa-Neto, E.M.; Dias, C.V.; Melo, M.N. (2002). O conhecimento ictiológico tradicional dos pescadores da cidade de Barra, região do médio São Francisco, Estado da Bahia, Brasil. *Acta Scientiarum Maringá*, 24(2): 561-572.
- Dantas Carneiro, S. (1979). *Terra Liberta*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Antropologia, UnB.
- Delbos G., Jorion P. (1990). *La transmission des savoirs*, Maison des sciences de l'Homme de Paris, Paris, 310 p.
- Dias-Neto, J. et Dornelles, L. C. C. (1996). Diagnóstico da pesca marítima do Brasil. Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 20. Ibama. Brasília, 1996. 165 p.
- Diegues, A. C. et Nogara, P. J. (1999). *Nosso Lugar O virou Parque: Estudo sócio-Ambiental do Saco de Mamanguá – Parati – Rio de Janeiro*. NUPAUB/CEMAR. São Paulo, USP.
- Diegues, A. C. S. (1983). *Pescadores, Camponeses e Trabalhadores do Mar*. São Paulo: Ática (Ensaio 94), 1983: 287.
- Diegues, A. C. S. (1996). *O Mito Moderno da Natureza Intocada*. São Paulo, Hucitec.
- Dolbec, J., Mergler, D., Sousa Passos, C.J., Morais, S.S., Lebel, J. (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.
- Farella, N. (2005). *Les fermes de la région frontière du Tapajos en Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement*. Thèse présentée au Programme de Doctorat en Sciences de l'Environnement. Université du Québec à Montréal, Montréal, Mai 2005, 209 p.
- Farella, N.; Davidson, R.; Lucotte, M.; Daigle, S. (2007). Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 449–462.
- Farella, N.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Daigle, S. (2006). Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. *Science of the Total Environment*. 368: 19–29.
- Fernandes-Pinto, Marques, JGW (2004) *Conhecimento Etnoecológico de Pescadores Artesanais de Quaraqueçaba (PR)*. Em *Enciclopédia Caiçara*, Vol. I. Diegues AC (Org.). Ed. Hucitec-NUPAUB-CEC/USP. São Paulo, Brasil. 382 pp.
- Fishbein, M., Middlestadt, S. E., & Hitchcock, P. J. (1991). Using information to change sexually transmitted disease-related behaviors: An analysis based on the theory of reasoned action. In J. N. Wasserheit, S. O. Aral, & K. K. Holmes (Eds.), *Research issues in human behavior and sexually transmitted diseases in the AIDS era*. Washington, DC: American Society for Microbiology.
- Forman, S. (1967). Cognition and the catch: the location of fishing spots in a Brazilian coastal village. *Ethnology* 6 (4): 417-426.
- Freitas, C. E. C. et Batista, V. S. (1999). A pesca e as populações ribeirinhas da Amazônia Central. *Brazilian Journal of Ecology*, 1:32-36.
- Freitas, C.E. et Rivas, A.A.F. (2006). A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia ocidental. *Cienc. Cult.* vol.58 no.3 São Paulo July/Sept.

- Furtado, L. (1993). Pescadores do rio Amazonas: um estudo antropológico da pesca ribeirinha numa área amazônica. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 1993.
- Furtado, M. L., Leitão, W. et Mello, A.F. (1993). "Reservas Pesqueiras", Uma Alternativa de Subsistência e de Preservação Ambiental : Reflexões a Partir de uma Proposta de Pescadores do Médio Amazonas. In: Povos das Águas : Realidade e Perspectivas na Amazônia. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi. p. 243 -276.
- Godinho, A. L. (2000). Programa de pesquisa e ações para conservação e restauração de recursos pesqueiros de Minas Gerais. Belo Horizonte, Instituto Estadual de Florestas – IEF(Report), 63 p.
- Godinho, A.L. (2005). Life history movements and spawning of Sao Francisco river fishes, Brazil. Thèse présentée au Programme Conservation de vie sauvage et pêche. University of Massachusetts Amherst, 163 p.
- Goulding, M. (1983). Amazonian fisheries. In: Moran, E.F. (Ed.), The dilemma of Amazonian development. Westview, Boulder, Colorado, p. 189-210.
- Haddad Jr, V. et Sazima, I. (1999). Piranha attacks on humans in southeast Brazil: epidemiology, natural history, and clinical treatment, with description of a bite outbreak. *Wilderness and Environmental Medicine*, 14(4) : 249–254.
- Haddad Junior, V. (2000a). Atlas de animais aquáticos perigosos do Brasil –guia médico de identificação e tratamento de acidentes. Editora Roca, São Paulo.
- Haddad Jr. V. (2000b). Avaliação epidemiológica, clínica e terapêutica de acidentes provocados por animais peçonhentos marinhos na região Sudeste do Brasil. Thèse de Doctorat présentée à Universidade Federal de São Paulo, Brésil.
- Haddad Junior, V. (2003). Animais aquáticos de importância médica no Brasil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 36(5): 591-597.
- Hanazaki, N. (2001). Ecologia de caiçaras: Uso de recursos e dieta. Thèse de Doctorat présentée à Universidade Estadual de Campinas, Brésil, 193 p.
- IBAMA (2004). Estatística da pesca 2002: Grandes regiões e unidades da federação. Ed. IBAMA, Tamandaré, Pe, 129 p.
- Josupeit, H. (2004). Women in the fisheries sector of Argentina, Uruguay and southern Brazil.
- Laliberté, C. (1992). Contamination par le mercure des pêcheurs de la Basse-Cote-Nord du Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise présenté à l'Université de Laval, 153 p. Université de Laval, Canada.
- Lebel, J., Roulet, M., Mergler, D., Lucotte, M., Larribe, F. (1997). Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Pollut*, 9 : 31-44.
- Leitao, W. (1995). Pesca e políticas públicas. In: Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi. *Antropologia*, 11(2) : 185-198.
- Leitao, W. M. (1997). O Pescador Mesmo. Um Estudo sobre o Pescador e as Políticas de Desenvolvimento da Pesca no Brasil, Belém. Mémoire de maîtrise présenté à Universidade Federal do Para.
- Lemire, M.; Mergler, D.; Fillion, M.; Sousa Passos, C.J.; Guimarães, J-R.; Davidson, R.; Lucotte, M. (2006). Elevated blood selenium levels in the Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*, 366 : 101-111.
- Lucotte, M.; Davidson, R.; Mergler, D.; Saint-Charles, J.; Guimarães, J.R. (2004). Human exposure to mercury as a consequence of landscape management and socio-economical behaviors. Part I: the Brazilian Amazon case study. *RMZ-M&G*, 51: 668-672.

- Maldonado, S.C. (1986). Pescadores do Mar. Ática. São Paulo, Brasil. pp. 136-154.
- Marques, J. G.W. (1995). Pescando pescadores: etnoecologia abrangente no Baixo São Francisco. São Paulo: NUPAUB-USP.
- Marques, J.G.W. (2001). Pescando escando pescadores: ciência e etnociência em uma perspectiva ecológica. São Paulo: USP/NUPAUB, 304 p.
- Maués, M.A. (1977). Trabalhadeiras e Camarados. Mémoire de maîtrise présenté à Universidade de Brasília, Brésil.
- McCay, B. J. et Acheson, J. M. (1987). The question of the commons: the culture and ecology of communal resources. Tucson: The University of Arizona, Press, 1987.
- McGoodwin, J.R. (2003). Comprendre la culture des communautés de pêcheurs: élément fondamental pour la gestion des pêches et la sécurité alimentaire. FAO Document technique sur les pêches. No. 401. Rome, FAO. 2003. 335 p.
- McGrath, D.G.; Castro, F. de, Fudemma, C.; Amaral, B.D. de; Clabria, J. (1993). Fisheries and the evolution of resource management on the Lower Amazon floodplain. *Human Ecology*. 21(2) : 167-169.
- Mello, A. F. de. (1995). Movimentos sociais na pesca. . In: Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi. Antropologia. V.11, nº 1, Junho. 1995 (p. 19-39)
- Mello, R.Q.; Azevedo, C. R. ; Mitlewski, M. (1999). Tipologia dos agentes sociais envolvidos no processo de comercialização do pescado no município de Monte Alegre, Pa. In: IBAMA, Série Estudos Pesca, n.o 21, Recursos Pesqueiros do Médio Amazonas:
- Mergler, D., Boischio, A.A., Branches, F.; Morais, S.; Passos, C.J.; Gaspar, E.; Lucotte, M. (2001). Neurotoxic sequelae of methylmercury exposure in the Brazilian Amazon: a follow-up study. *Proceedings of the Sixth International Conference on Mercury as a Global Pollutant*.
- Mertens, F.; Saint-Charles, J.; Mergler, D.; Passos, C.J.; Lucotte, M. (2005). Network approach for analyzing and promoting equity in participatory ecohealth research. *Ecohealth*, 2: 113-126.
- Motta-Maués, M. (1993). Trabalhadeiras e Camarados : relações de gênero, simbolismo e ritualização numa comunidade amazônica, EDUFPA, Belém (1993) 216 pp.
- Moura, F.B.P. (2002). Entre o peixe et o dendê : etnoecologia do povo dos Marimbus. Thèse présentée au Programme de Doctorate.n Écologie et Ressources Naturelles. Universidade Federal de Sao Carlos, Sao Paulo, 121 p.
- Murrieta, R.S.S. (2001). A mística do pirarucu: pesca, ethos e paisagem em comunidades rurais do Baixo Amazonas. *Horizontes Antropológicos*, Porto Alegre, ano 7, n. 16, p. 113-130, dezembro de 2001.
- Oskamp, S. A (2000). Sustainable future for humanity? *American Psychologist*, v. 55, p.496-508. 2000.
- Pacheco. R.S. (2006). Aspectos da ecologia de pescadores residents na península de Marau – Ba : pesca, uso de recursos marinhos e dieta. Mémoire de maîtrise présenté au Programme d'Écologie de l'Universidade de Brasília, Brasil, 80 p.
- Paiva, M. P. (1997). Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil. Fortaleza: EUFC., 287 p.
- Pasa, M.C. (2004). Etnobiologia de uma comunidade ribeirinha no Alto da Bacia do rio Arica Açu, Cuiaba, Mato Grosso. Thèse présentée au Programme d'Écologie et

- Ressources Naturelles du Centre de Sciences Biologiques et de Santé. Universidade Federal de Sao Carlos, Brasil, 189 p.
- Peirano, M. (1975). A Reima do Peixe: proibições alimentares numa comunidade de pescadores. Dissertação de Mestrado. Departamento de Antropologia, UnB.
- Petrere Jr. M. (1983). Relationships among catches, fishing effort and river morphology for eight rivers in Amazonas States, Brazil, during 1976-78. *Amazoniana*, 8:281-296.
- Petrere Jr., M. (1985). A pesca comercial no rio Solimões-Amazonas e seus afluentes: análise dos informes do pescado desembarcado no mercado municipal de Manaus. *Ciência & Cultura*, 37:1987-1999.
- Potiguar Júnior, P. L. T. (2002). Os Movimentos Sociais em Comunidades Pesqueiras na Amazônia: um estudo na Ilha de Caratateua, Belém, PA. Trabalho apresentado no XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil, 4-8 novembro, 2002.
- Queiroz, E. L. (2001). Pesca com explosivos em áreas de manguezal. In: II Encontro Regional de Educação Ambiental em Áreas de Manguezal, Maragogipe. II Encontro Regional de Educação Ambiental em Áreas de Manguezal. Salvador : Cópia xerox, 2001. v. 1. p. 27-28.
- Queiroz, E. L. (2002). Baía de Todos os Santos. In: Câmara dos Deputados Federais. (Org.). Qualidade Sócioambiental na baía de Todos os Santos. Brasília: Centro de Documentação e Informação Coordenação de Publicações, 158 : 25-35.
- Ramires , M. et Barrella, W. (2005). Ecologia da pesca artesanal em populações caiçaras da estação ecológica de juréia-itatins, São Paulo, Brasil . *Interciencia* (4) 28 : 208-213.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Farella, N.; Serique, G.; Coelho, H.; Passos, C.J.S; de Jesus da Silva, E.; de Andrade, P.S.; Mergler, D.; Guimaraes, J.R.; Amorim, M. (1999). Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 112: 297-313.
- Ruffino, M. L.; Isaac, V.J.; Milstein, A. (1998). Fisheries ecology in the Lower Amazon: a typical artisanal practice in the tropics. *Ecotropica*, 4:99-114.
- Sampaio da Silva, D. 2005. La pêche commerciale dans la région de Santarém, Amazonie brésilienne : importance, enjeux et contraste face aux pêches traditionnelles et communautaires. Rapport de synthèse environnementale présenté comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal, novembre, 2005, 68 p.
- Scherer, E. (2004). Mosaico terra-agua : a vulnerabilidade social ribeirinha na Amazônia, Brasil. VIII Congresso Luso-Afro-Brasileiro de Ciências Sociais, Coimbra, 16-18 de setembro.
- Setz, E.Z.F. (1989). Estratégias de forrageio em populações indígenas de florestas neotropicais. Em Neves, W.A. (Ed.) *Biologia e Ecologia Humana na Amazônia*. Coleção Eduardo Galvão. Mus. Pará. Emílio Goeldi. Belém, Brasil. pp. 77-94.
- Silvano, R. A. M. (2004). Pesca artesanal e etnoictologia. Pages 187-222 in *Ecologia de Pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia*. A. Begossi, editor. Editora Hucitec, São Paulo, Brazil.
- Thé, A. P. G. (2002). Conhecimento ecológico, regras de uso e manejo local dos recursos naturais na pesca do alto-médio São Francisco, MG. São Carlos. Thèse de doctorat présentée au Programme Écologie et Ressources Naturelles, Universidade Federal de São Carlos, 197p.

- Valêncio, N. F. L. S.; A. A. Leme; R. C. Martins; S. A. T. Mendonça; J. C. Gonçalves; M. I. R.
- Woortmann, E.F. (1999). Da complementaridade à dependência: a mulher e o ambiente em comunidades“ pesqueiras” do nordeste. *Série Antropologia*, Brasília, 35 p.

CHAPITRE II

VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DE LA RICHESSE, LA DIVERSITÉ ET LA RÉPARTITION DES TAILLES DE COMMUNAUTÉS DE POISSONS PROVENANT DE 6 MILIEUX AQUATIQUES SITUÉS DANS LE BASSIN DU TAPAJÓS, AMAZONIE BRÉSILIENNE

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M. et Paquet, S.

À soumettre dans sa version anglaise à *Ecology of Freshwater Fish*

Résumé

Les perturbations produites par les activités anthropiques exercent des pressions considérables sur les écosystèmes aquatiques, dont ceux faisant partie du bassin du rio Tapajós en Amazonie. Dans cette étude, nous présentons les variations de la composition de l'ichtyofaune de 6 milieux aquatiques dans le temps et dans l'espace. Nous décrivons l'abondance et la distribution des différentes espèces et relierons ces variables à divers paramètres environnementaux. Des spécimens représentant 5 ordres, 21 familles et 96 espèces ont été récoltés lors de deux campagnes d'échantillonnage réalisées pendant la décrue de 2003 et l'étiage de 2006. L'ordre Characiforme a présenté le plus grand nombre de familles et d'espèces. Plusieurs espèces de poissons ont présenté la particularité d'être récoltées dans seulement un type de milieu, soit lentique ou lotique, lors de la décrue et/ou de l'étiage ou bien d'être récoltées à un seul site (lors d'une ou des deux saisons). Les espèces dominantes ont représenté 81,5 % de la capture totale de poissons. La répartition des tailles des différents assemblages de poissons provenant des sites à l'étude a été homogène pendant la décrue. Par contre, une variabilité a été observée pendant l'étiage. La diversité spécifique et la richesse spécifique des poissons sont légèrement supérieures pendant l'étiage. Les indices de diversité, le plus élevé et le plus faible, ont été respectivement calculés à partir des pêches menées à RES ($H' = 4,91$; richesse : 44 espèces) et à CAP ($H' = 3,99$; richesse : 29 espèces) pendant l'étiage. La montée saisonnière des eaux semble être le facteur plus important agissant sur la variabilité des communautés de poissons du bassin du Tapajós. Globalement, nos résultats ne permettent pas de mettre en lumière des tendances liées à la nature des sites (lenticues/lotiques) ni à leur localisation géographique.

Mots-clés : Amazonie, bassin du Tapajós, poisson, peuplement, diversité

1. Introduction

L'ichtyofaune amazonienne se caractérise par sa biodiversité et son importance comme ressource halieutique, mais pourtant elle reste encore passablement méconnue. Cette ichtyofaune est la plus diversifiée de la planète (Junk et al., 1983). Roberts (1972) a estimé qu'elle comportait plus de 1300 espèces. Elle est représentée principalement par le superordre Ostariophysi. Ce superordre englobe environ 85% des espèces amazoniennes dont 43% sont représentées par l'ordre Characiformes, 39% par l'ordre Siluriforme et 3% par l'ordre Gimnotiforme (Lowe-McConnell, 1987).

L'exploitation des ressources halieutiques en Amazonie représente un secteur majeur d'activité et s'opère de multiples façons. La production des pêches en Amazonie brésilienne est estimée à environ 200 000 tonnes/an. Ceci représente des activités commerciales totalisant un montant annuel de 200 millions de dollars U\$ dans ce secteur, si on considère que le kilo de poisson est en moyenne commercialisé à un dollar U\$ (Barthem et al., 1997). Ce chiffre n'inclut cependant pas les sommes générées par le commerce d'exportation de poissons ornementaux qui est estimé à environ 1,2 millions de dollars U\$ par an (Leite et Zuanon, 1991). Seulement dans l'État du Pará, environ 78 000 à 100 000 personnes sont impliquées dans l'exploitation des ressources halieutiques (Furtado et Maneschky, 1991). En outre, on estime qu'un nombre équivalent de personnes participent aux activités complémentaires à la pêche, telles que la construction navale, la fabrication de filets et la commercialisation du poisson. Au-delà de la traditionnelle emphase économique ou bioécologique, il est également à noter l'importance culturelle et sociale de cette ressource. La consommation locale moyenne de poisson a été estimée par plusieurs auteurs entre 369 et 800 g de poisson entier/jour (Cerdeira et al., 1997 ; Fabré et Alonso, 1998 ; Batista et al., 1998). À titre de comparaison, la consommation brésilienne moyenne est d'environ 7 kg/hab/an (Diegues, 2006). Autour des bassins versants étudiés, les hommes et les femmes adeptes de la pêche, mangent en moyenne entre 9 à 13 repas-poissons par semaine (Chapitre 1).

Malgré l'importance et le grand potentiel piscicole de la région, les informations scientifiques sur les espèces exploitées dans la région à l'étude sont relativement limitées (Ferreira et al., 1998). Il existe aussi fort peu d'informations d'ordre social et économique sur les pêcheurs locaux ainsi que sur l'état d'exploitation des stocks de poissons. Globalement, il semble qu'en Amazonie les cas de surexploitation soient ponctuels. Les espèces pouvant atteindre des tailles relativement grandes, possédant un faible taux de croissance et très en demande sur les marchés urbains locaux (Ruffino, 2000), telles le tambaqui (Isaac et Ruffino, 1996), le surubim (Ruffino et Isaac, 1998), la dourada (Isaac et al., 1998), la piramutaba (Barthem, 2002; Barthem et Petrere, 1995) et le pirarucu (Neves, 2000; Isaac et al., 1999) sont des exemples des stocks sur-pêchés en Amazonie. La grande surface territoriale, la complexité du système hydrographique et les fluctuations périodiques des niveaux d'eau, responsables de la formation des nombreux lacs temporaires, rendent également difficile l'application d'un système traditionnel de suivi de l'ichtyofaune (Bayley et Petrere, 1989 ; Isaac et al., 2000).

Au cours des dernières décennies, les activités anthropiques ont entraîné des impacts non négligeables sur la dynamique des communautés biologiques et sur la structure physique et chimique des écosystèmes de l'Amazonie (Schubart, 1993; Silveira, 1993). De plus, les fluctuations saisonnières du régime hydrologique de l'Amazonie engendrent naturellement des modifications cycliques dans les communautés de poissons (Rodriguez et Lewis, 1997). La détermination de la structure et de la composition de l'ichtyofaune représente une étape importante dans l'étude de ces communautés. Cette analyse repose sur deux paramètres principaux: le nombre d'espèces et les abondances relatives respectives (Giller, 1984). Les informations générées peuvent être représentées par des indices biologiques tels la richesse spécifique, la diversité spécifique et l'uniformité des espèces présentes dans le but de faciliter la comparaison intra et inter habitats. Les résultats obtenus peuvent alors permettre la gestion des populations de poissons et/ou le suivi des impacts provoqués par les activités anthropiques (Soares-Gomes et Pires-Vanin, 2003).

Ce chapitre représente la première étape d'une vaste étude visant à dresser un portrait régional de la présence de mercure dans les poissons provenant d'un secteur du bassin du rio Tapajós et à comprendre les représentations sociales associées à la pêche et à la

consommation de poissons. Afin d'évaluer la dynamique de l'ichtyofaune des milieux lenticques et lotiques de ce secteur et de connaître leurs fluctuations spatiales et temporelles, nous présentons de façon standardisée et reproductible des informations quantitatives et qualitatives sur leurs peuplements. Notre objectif est d'étudier les variations de la composition de l'ichtyofaune de 6 milieux aquatiques dans le temps et dans l'espace. Nous décrivons l'abondance et la distribution des différentes espèces et relierons ces variables à divers paramètres environnementaux

2. Matériels et Méthodes

Aire d'étude

La présente recherche a été menée dans l'État du Pará. Cette région est caractérisée par des températures élevées et relativement constantes tout au long de l'année, variant de 26,3 à 27,5°C. Le réseau de drainage du Tapajós de 534 353 km² couvre des affleurements anciens et cristallins. Ceci confère à ce bassin des eaux claires ayant une très faible quantité de matières en suspension, des pH proches de la neutralité et de faibles conductivités (Trancoso et al., 2005). Dans cette région, l'alternance des hautes eaux et basses eaux induit une saisonnalité qui n'existerait pas autrement. Le cycle hydraulique local peut être résumé en quatre phases : la crue, l'étalement, la décrue et l'étiage. La crue des eaux se produit entre la fin de décembre et le début de juin, tandis que la décrue des eaux se produit de juillet à la fin de novembre. Cette région est marquée par une longue saison sèche qui s'étend de juillet à novembre.

Stratégie d'échantillonnage

Deux campagnes de pêche représentant la décrue 2003 (juillet-août) et l'étiage 2004 (octobre-novembre) ont été réalisées avec une batterie de filets constitués de mono-filaments transparents. Ces filets, dont les mailles s'échelonnaient entre 3 et 10 cm (nœuds opposés), mesuraient entre 1,2 m et 2,0 m de hauteur. Six milieux aquatiques du Tapajós ont été échantillonnés : *Paraná* (PAR), *Itapacurazinho* (ITA), *Cupari* (CUP), *Jacaré* (JAC), *Capituã* (CAP) et *Restinga* (RES) (Figure 1). Le plan d'échantillonnage a été conçu de manière à couvrir à la fois les habitats lenticques et lotiques du secteur à l'étude. Les 3 premiers sites

représentent des habitats lotiques qui sont plus profonds, ont une vitesse de courant modérée à rapide et sont caractérisés par l'absence de macrophytes aquatiques. En revanche, les habitats lentiques représentés par les 3 derniers milieux sont peu à moyennement profonds, ont une vitesse de courant faible et sont généralement caractérisés par la présence d'herbiers. De plus, d'autres critères visant à couvrir l'hétérogénéité locale ont été considérés dans le choix des sites, par exemple : le nombre d'habitants vivant dans les bassins versants, la présence des deux types de pêches locales (commerciale et de subsistance), le temps de colonisation et également les usages présents sur les bassins versants (Figures 1 et 2).

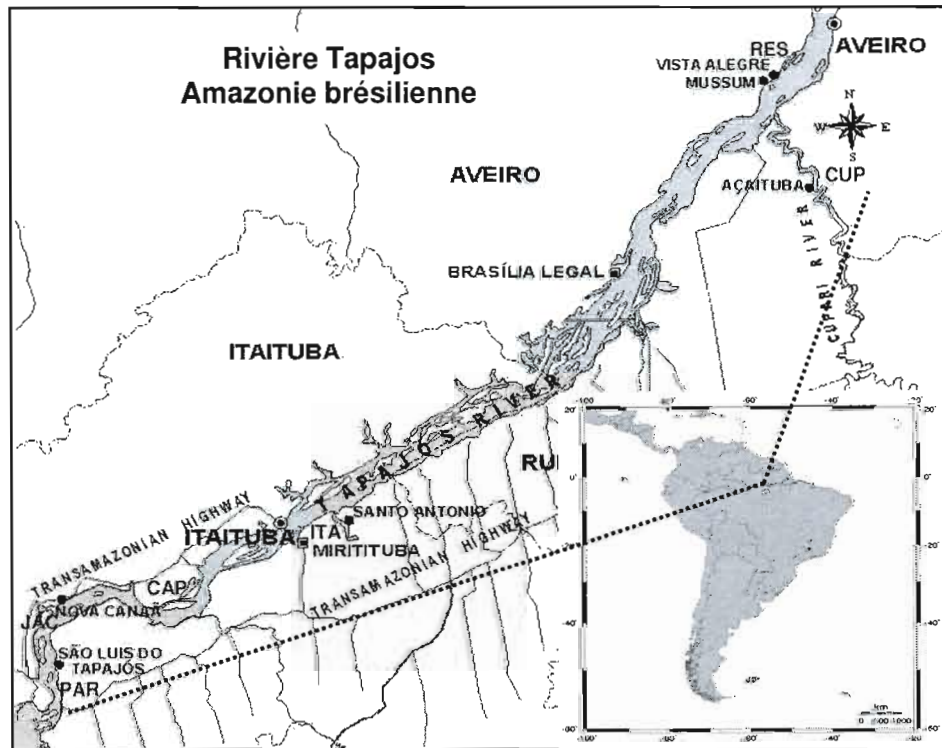


Figure 1- Localisation des 6 sites à l'étude.

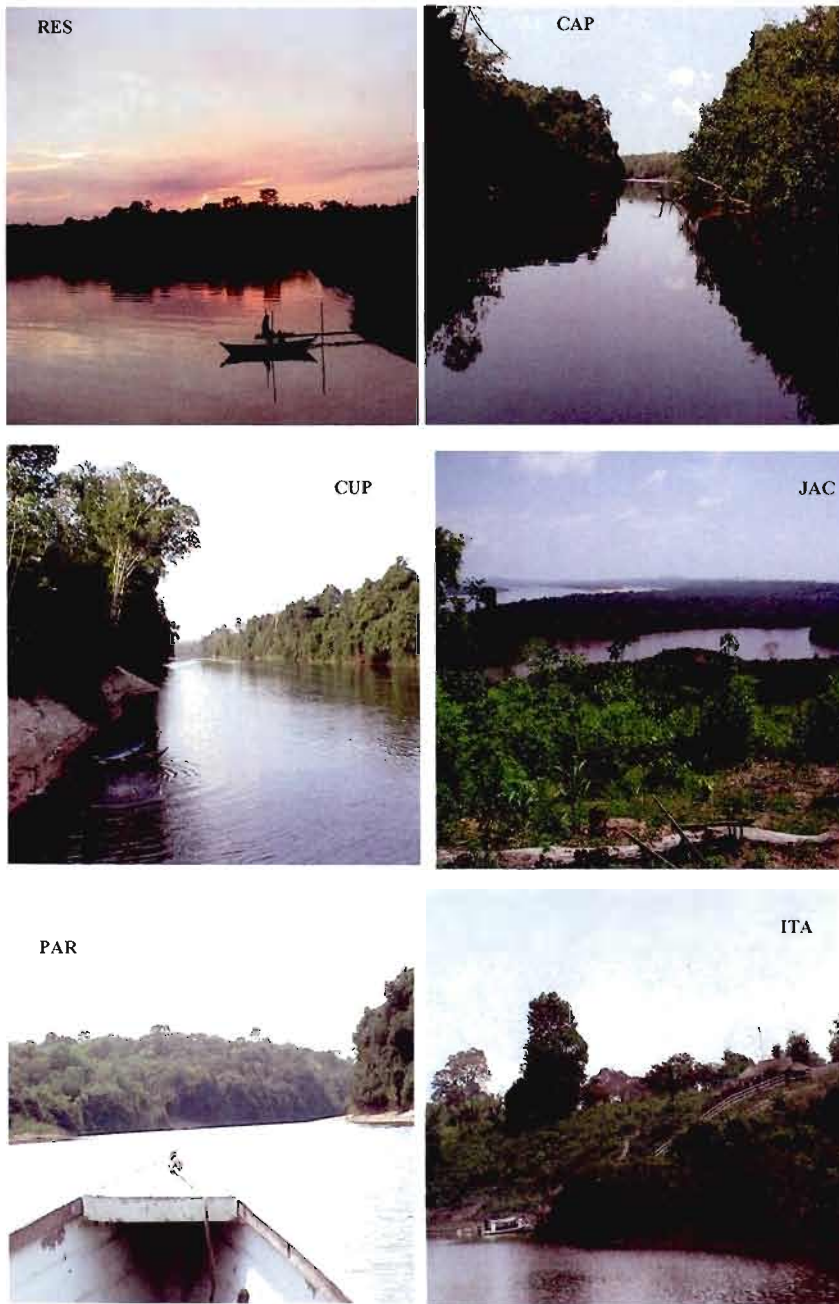


Figure 2- Vues partielles des milieux aquatiques à l'étude.

Les pêches ont été effectuées par des pêcheurs locaux au cours de 2 sorties par jour (en période diurne et nocturne). Nous avons conservé les mêmes pêcheurs pour chacun des sites au cours des deux saisons, à l'exception de RES en 2004. Les échantillons capturés à CAP en 2003 ont été exclus des analyses car un effort différent de pêche a été mené. Après la capture, les spécimens ont été identifiés, pesés (g) et mesurés (cm). Selon Vazzoler (1996), la catégorie «petit poisson» est composée par des espèces ayant une taille totale maximale inférieure à 200 mm ; la catégorie « poisson moyen » par des espèces entre 200 et 400 mm et la catégorie «grand poisson» par des espèces plus grandes que 400 mm.

Quatre différentes mesures au centre de chaque cours d'eau ont été prises afin de déterminer la profondeur. La température de l'eau (°C) a été mesurée en avant-midi à l'aide d'un thermomètre fixé au bout d'une corde à une profondeur d'environ 0,5 m. La transparence de l'eau (m) a été évaluée à l'aide d'un disque de Secchi. Les mesures de pH de l'eau correspondent à une moyenne de trois mesures qui ont été prises à l'aide d'un pHmètre portatif. (Tableau 1).

Analyses écologiques

La composition de l'ichtyofaune, en nombre d'individus (n) et en poids (g) par espèce, est présentée à l'annexe 1 selon les sites d'échantillonnage et les saisons étudiées.

L'indice pondéré de dominance adopté est celui de Nataragam et Jhingian (1961). Cet indice est basé sur un double critère, soit l'abondance exprimée par la capture par unité d'effort (CPUE) et la biomasse (BUE) des espèces capturées (dans Beaumord, 1991). Les CPUE et BUE ont été standardisées en kilogramme récolté avec notre batterie des filets maillant sur une période de 24 heures. Où : N_i et P_i = effectif et biomasse de l'espèce i . Les valeurs ont été définies comme suit : i) $ID (\%) > 0,05\%$ et ii) $n > 30$.

$$ID (\%) = \frac{(N_i \cdot P_i)}{\sum (N_i \cdot P_i)} \times 100$$

Tableau 1- Description des sites à l'étude.

Site	Pêche†	Localisation		Nombre d'habitants	Colonisation du village	Type de milieu	*Utilisation du bassin versant (%)	**Forêt sur le bassin versant (%)	Décru 2003			Étiage 2004		
									Profondeur (m)	MPS (mg/L)	T (°C)	Profondeur (m)	MPS (mg/L)	T (°C)
ITA	PS/PC	04°16'07,1''S	55°54'36,1''W	122	Ancienne	Rivière (lotique)	31	62	7,7	8,7	28	4	12,1	27,5
PAR	PS/PC	04°27'29,2''S	56°14'59,8''W	545	Ancienne	Chenal (lotique)	22	70	6	5,3	n.d.	4,1	3,4	31
RES	PS/PC	04°41'07,6''S	55°24'40,5''W	281	Ancienne	Baie (lentique)	3	95	4	3,9	31,5	1,25	13,9	31
JAC	PS/PC	04°22'16,9''S	56°14'36,7''W	172	Récente	Lac (lentique)	30	68	3,5	5,2	30	1,25	13,7	n.d.
CUP	PS	03°49'42,6''S	55°21'21,2''W	140	Récente	Rivière (lotique)	14	83	5,8	n.d.	28,5	2,6	3,6	28
CAP	PS/PC	04°19'55,9''S	56°04'44,3''W	0	Pas de village	Lac (lentique)	4	80	4,7	12,6	n.d.	2,4	5,5	n.d.

†PS= pêche de subsistance et PC = pêche commerciale.

* Ce pourcentage inclut les surfaces agricoles (pâturages, herbacées, jachères), les surfaces de caatingas et de sol nu présents sur les bassins versants. Cette dernière catégorie inclut le sable, les routes et les bâtiments).

** Ce pourcentage inclut les forêts humides et les forêts drainées des bassins versants.

*** n.d. = données non déterminées.

L'étude de la variabilité saisonnière des tailles des poissons a été effectuée à travers l'analyse de contingence. Les espèces sont regroupées en 3 classes de taille selon Vazoller (1996). Cette analyse nous a permis également d'identifier quelles classes de tailles étaient à l'origine des différences entre les saisons.

Une fois la variabilité saisonnière des tailles des poissons constatée, l'étude de la variation spatiale des données récoltées en 2003 et en 2004 a été réalisée séparément à l'aide du test non paramétrique de rang de Kruskal-Wallis. Suite à l'identification de l'hétérogénéité au sein des groupes, la comparaison deux à deux des échantillons a été réalisée selon la démarche proposée par Noether (1976 dans Scherrer, 1984).

La richesse spécifique désigne le nombre d'espèces présentes dans un écosystème donné ou dans une aire préétablie de ce dernier (Ramade, 1993). Cet indicateur du peuplement piscicole est l'un des plus utilisés dans la littérature (Oberdorff et al., 1993) en raison de son caractère synthétique et relativement indépendant des techniques d'échantillonnage. Les données de présence-absence précisent la structure du peuplement et discriminent les milieux dans lesquels certains taxons sont associés ou non. Cette information permet de dégager certaines particularités écologiques des espèces (Allardi, 1994) et de comparer différents milieux de manière relativement robuste (Belaud et al., 1990).

La diversité spécifique a été calculée à travers l'indice de diversité de Shannon-Weiner (H') selon la formule ci-dessus :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log p_i$$

L'indice H' est une mesure de diversité couramment employée en écologie aquatique. La valeur obtenue est égale à zéro quand l'échantillon ne contient qu'une seule espèce; la valeur est minimale si dans un peuplement chaque espèce est représentée par un seul individu, excepté une espèce qui est représentée par tous les autres individus du peuplement. H' est

maximal quand tous les individus sont répartis de façon égale sur toutes les espèces (Frontier, 1985; Legendre et Legendre, 1979).

Dans l'équation, S est le nombre d'espèces de la communauté considérée, p_i est la proportion de l'effectif de l'espèce i sur l'ensemble des espèces trouvées dans la communauté. L'équitabilité ou régularité (E) d'une communauté est le rapport entre cette quantité H' et le logarithme de la richesse spécifique. Cet indice nous a permis la comparaison des diversités des communautés de poissons ayant un nombre d'espèces différent. Il varie de 0 (grande importance de quelques espèces dominantes) à 1 où toutes les espèces sont représentées avec la même proportion:

$$E = \frac{H'}{\text{Log}_2 S}$$

La mesure de l' E a cependant le défaut de dépendre de l'estimation dont on dispose pour le nombre d'espèces dans la population, lui-même relié à la taille de l'échantillon, et elle est très sensible aux variations de cette estimation dues au hasard de l'échantillonnage (Peet, 1974 dans Legendre et Legendre, 1979).

Analyse de correspondance et de groupement

La visualisation de la structure des assemblages d'espèces a été réalisée à travers l'analyse de correspondance. À l'aide des « scores » de la biomasse des espèces (BPUE) provenant de 11 points de récolte, le caractère multidimensionnel de la matrice des données a été réduit. Les 96 espèces de poissons ont été incluses dans cette analyse. De plus, l'importance des espèces rares a été également contrôlée. La matrice de similarité (Bray-Curtis) a été construite afin d'identifier le degré de ressemblance entre les assemblages d'espèces provenant des différents sites et de différentes saisons.

3. Résultats

3.1. L'ichtyofaune

Lors de deux campagnes d'échantillonnage, des spécimens représentant 5 ordres, 20 familles et 96 espèces ont été récoltés. Précisément, 73 espèces ont été capturées pendant la décrue de 2003 et 81 espèces pendant l'étiage de 2004. L'ordre Characiforme a présenté le plus grand nombre de familles et d'espèces (Annexe 1). L'AC montre une opposition dans la composition des espèces entre les campagnes effectuées en étale et en étiage (Annexes 2, 3 et 4). Lors de l'étiage, la famille Cichlidae a présenté le plus grand nombre d'espèces (N=15) tandis que pendant la décrue les familles Serrasalminidae et Pimelodidae ont été celles présentant un plus grand nombre d'espèces (N=10 dans les deux cas). Indépendamment du cycle hydrologique, les 6 familles présentant le plus important nombre d'espèces ont été également celles présentant le plus important nombre de spécimens (Serrasalminidae, Pimelodidae, Curimatidae, Characidae, Anostomidae et Cichlidae). Les familles Chilodontidae, Scianidae et Hemiodontidae font cependant exception à cette règle vu qu'elles ont été très bien représentées en spécimens mais très peu en espèces (respectivement 177, 248 et 373 en spécimens et 1, 2 et 3 en espèces) (Figures 3 et 4).

Plusieurs espèces de poissons ont présenté la particularité d'être récoltées seulement dans un type de milieu, soit lentique ou lotique, lors de la décrue et/ou l'étiage ou bien d'être récoltées dans un seul site (lors d'une ou des deux saisons) (Annexe 1). Plus précisément, *P. latior* a été retrouvée seulement dans 2 milieux à faciès lentique (JAC et RES) pendant la décrue. *P. altipinnis* a été retrouvée seulement dans 2 milieux à faciès lotique (ITA et CUP) pendant l'étiage. En plus, *P. pirinampus* a été retrouvée lors de deux saisons dans 3 milieux lotiques (ITA, PAR et CUP).

Pendant la décrue, les espèces suivantes ont été récoltées dans un seul milieu à faciès lentique : *S. bimaculata* et *P. notatus* à RES, *M. aureum* et branquinha grande à JAC. Les 4 espèces suivantes ont été récoltées dans un seul milieu à faciès lotique : *P. rutiloides* et *B. filamentosum* à PAR, *C. macropomum* à CUP et *P. barbatus* à ITA. Pendant l'étiage, les espèces suivantes ont été récoltées seulement dans un seul milieu lentique : branquinha à

CAP, *S. spilopleura* et *P. hemoliopterus* à RES, tandis que *A. sp* et *C. macropterus* ont été récoltées dans un seul site lotique, soit respectivement à PAR et à CUP. De plus, 3 espèces de Loricariidae, 10 espèces de Cichlidae et la seule espèce de Arapaimidae ont été capturées exclusivement pendant l'étiage tandis qu'une espèce non identifiée appelée localement « boca de cobra » a été capturée exclusivement pendant la décrue.

Selon les deux critères établis lors du calcul de l'indice pondéré de dominance, 23 espèces de poissons apparaissent comme étant dominantes dans le bassin du Tapajós (Tableau 2). Ces espèces représentent 81,5 % de la capture totale de poissons. 10 espèces de poissons, dont 9 ont été capturées pendant l'étiage et 1 pendant la décrue, ont été représentées par un seul spécimen.

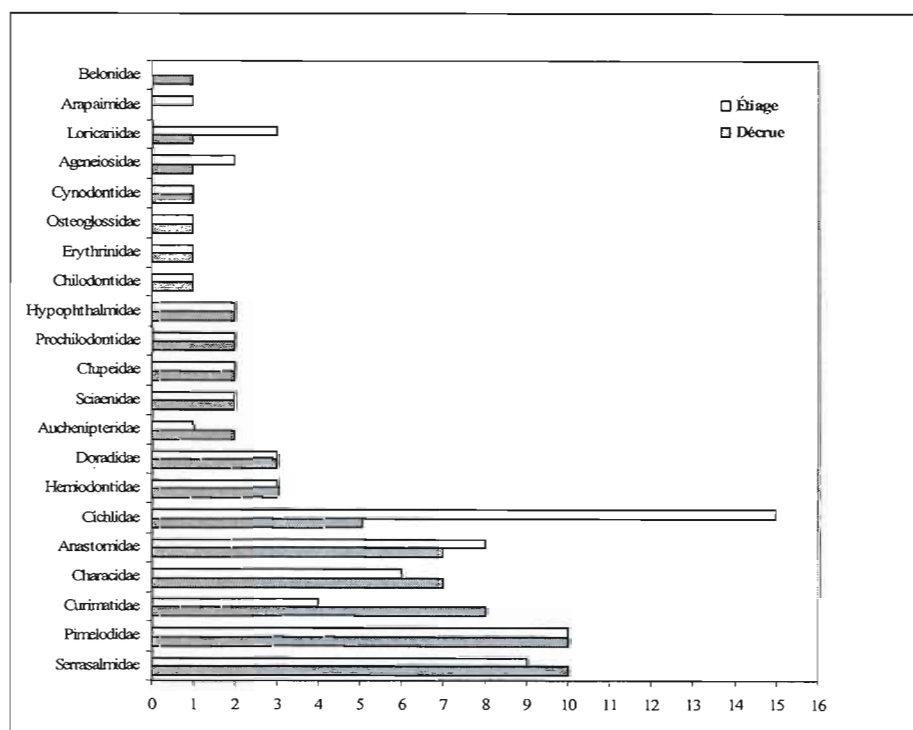


Figure 3- Nombre d'espèces selon les 21 familles de poissons échantillonnées dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

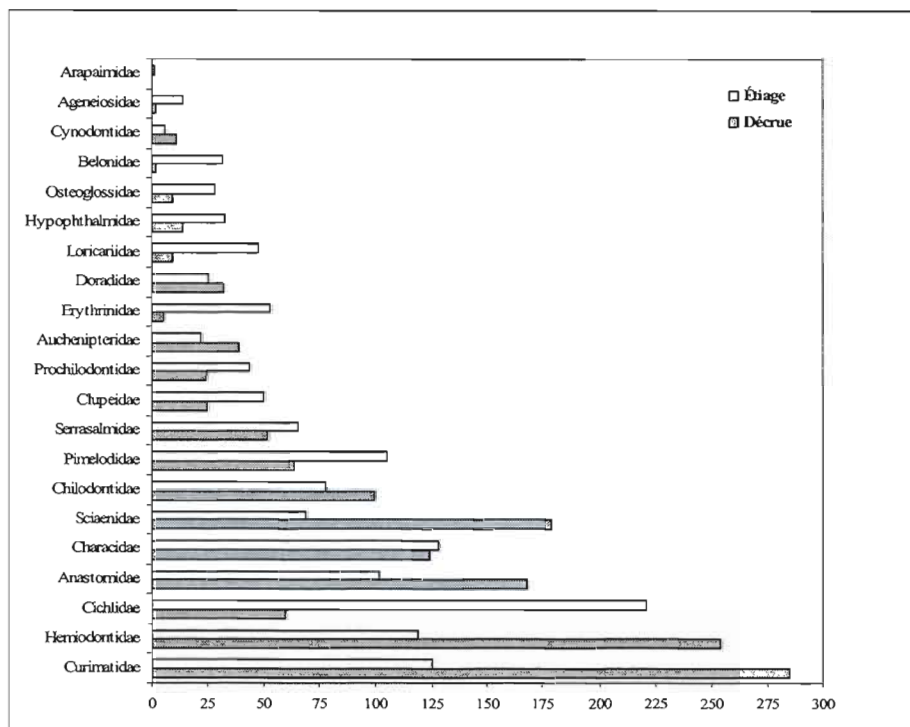


Figure 4- Nombre total de spécimens selon les 21 familles de poissons échantillonnées dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

Les espèces dominantes varient d'un milieu à l'autre et également d'une saison à l'autre. Plus précisément, aucune espèce de poisson n'a été identifiée comme étant dominante à CUP en 2004. Cependant, *H. unimaculatus* était dominante dans ce dernier milieu ($n=42$; $ID=10,85$) lors de la décrue de 2003. Cette espèce était également dominante à ITA ($n=48$; $ID=10,49$), à RES ($n=66$; $ID=6,94$) et à PAR ($n=53$; $ID=1,70$) lors de la décrue et à JAC ($n=69$; $ID=4,93$) lors de l'étiage. Une autre espèce de la famille Hemiodontidae, *H. microlepis*, était dominante à RES à cette dernière saison.

A. falcistrostris était une espèce dominante à ITA ($n=43$; $ID=6,81$) et à RES ($n=45$; $ID=0,85$) pendant l'étiage. *C. labyrinthicus* était dominante dans les captures effectuées à JAC ($n=164$; $ID=2,14$) pendant la décrue et à RES ($n=87$; $ID=2,09$) et à PAR ($n=84$; $ID=1,15$)

pendant l'étiage. *P. squamosissimus* était dominante pendant la décrue à PAR (n=106 ; ID=13,01) et à JAC (n=32 ; ID=1,49). Une sardine non identifiée et *C. inornata* étaient également dominantes dans ces deux milieux lors de la décrue. *A. laticeps* était la quatrième espèce dominante à RES (n=33 ; ID=0,39) lors de l'étiage. À CAP lors de l'étiage, *L. pardalis* et *G. proximus* ont dominé les captures.

Tableau 2- Liste des espèces dominantes dans le bassin du Tapajós.

Espèce	Noms vernaculaires	N	ID	Milieu	Famille
<i>C. inornata</i>	branquinha	903	18,09	PAR, JAC, ITA, RES, CUP	Curimatidae
<i>C. labyrinthicus</i>	joao duro, piaba	393	2,49	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Chilodontidae
<i>H. unimaculatus</i>	charuto, flexeira, piaba	361	8,95	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Hemiodontidae
<i>P. squamosissimus</i>	pescada	237	11,03	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Scianidae
<i>A. falcistrostris</i>	cangóia, dentudo, ueau	176	6,34	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Characidae
<i>G. proximus</i>	caratinga, acaratinga	141	2,50	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Cichlidae
<i>A. laticeps</i>	aracu, piau	96	0,80	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Anastomidae
<i>P. blochii</i>	mandi	90	0,80	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Pimelodidae
<i>L. fasciatus</i>	aracu flamengo, pinima	75	2,68	PAR, JAC, ITA, RES, CUP	Anastomidae
<i>S. insignis</i>	jaraqui, jaraqui escama grossa	63	16,34	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Prochilodontidae
<i>A. nuchalis</i>	mandi, mandi peruano	61	4,50	PAR, JAC, ITA, RES, CUP	Auchenipteridae
<i>H. malabaricus</i>	traira	60	18,88	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Erythrinidae
sardinha*	-	53	3,50	PAR, RES	Characidae
botinho*	-	52	2,87	PAR, JAC, ITA, RES, CUP	Chilodontidae
<i>I. amazonica</i>	apapá, sardinha	47	0,92	JAC, ITA, CUP	Clupeidae
<i>L. pardalis</i>	acari, acari bodo	42	7,75	PAR, JAC, ITA, RES, CUP	Loricariidae
<i>S. acuticeps</i>	cará bicudo	41	4,74	PAR, ITA, RES, CUP, CAP	Cichlidae
<i>H. microlepis</i>	charuto, flexeira, piaba	41	5,74	PAR, JAC, ITA, RES	Hemiodontidae
<i>O. bicirrhosum</i>	aruanã, baiano	38	14,19	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	Osteoglossidae
<i>C. macrolepidotus</i>	calda rosa	34	0,72	PAR, JAC, ITA, RES, CUP	Characidae
peixe agulha*	-	34	0,85	PAR, JAC, ITA, RES, CUP, CAP	*
<i>S. eigenmanni</i>	piranha branca	34	0,99	ITA, RES, CUP, CAP	Serrasalminidae
<i>P. fasciatus</i>	surubim, sorubim	32	0,96	JAC, ITA, RES, CUP	Pimelodidae

* Espèce non identifiée

3.2. Variation spatio-temporelle de la répartition des tailles des différents assemblages saisonniers d'espèces de poissons

La taille et le poids des poissons ont varié respectivement de 7,0 à 61,4 cm et de 10 à 3444 g et de 8,0 à 66,0 cm et de 10 à 2400 g pendant la décrue et l'étiage. La composition en tailles des assemblages de poissons provenant des différents sites a été homogène pendant la décrue. Par contre, une variabilité a été observée pendant l'étiage avec les plus gros spécimens récoltés à CUP et les plus petits à RES (Figure 5).

Lors de l'étiage, les petits et les moyens poissons ont été caractéristiques à PAR, JAC et CAP tandis que les petits et les grands poissons ont été retrouvés en plus grand nombre à RES. D'autre part, les poissons de tailles moyennes et grandes ont été communs à CUP tandis que les poissons dits grands ont été principalement récoltés à ITA (Figure 6). Les plus petits poissons récoltés dans les 6 sites appartenaient à différents ordres, à savoir : Characiforme, Perciforme et Siluriforme pendant la décrue et Perciforme et Siluriforme pendant l'étiage. Les plus grands poissons récoltés appartenaient aux ordres Siluriforme et Osteoglossiforme pendant les deux saisons.

G. proximus a été le plus petit poisson récolté à RES, PAR, ITA et CAP lors de l'étiage et à PAR et JAC lors de la décrue. *O. bicirrhosum* a été le plus grand poisson récolté à PAR, CUP et JAC lors de l'étiage et à ITA lors de la décrue. Deux Characiformes ont été les plus petits poissons récoltés à RES (*S. eignmanni*) et à CUP (*C. macrolepidotus*) pendant la décrue. Trois Siluriformes ont été les plus petits poissons récoltés à CUP (*H. emarginatus*) et à JAC (*P. costatus*) pendant l'étiage et à ITA (*P. barbatus*) pendant la décrue. *H. marginatus* a été le plus grand spécimen capturé à RES et à PAR lors de la décrue tandis que *P. tigrinum* a été le plus grand spécimen capturé à JAC lors de cette dernière saison et à ITA et à CAP lors de l'étiage. *P. fasciatus* a été le plus gros spécimen capturé à CUP en décrue et *A. gigas* à RES en étiage.

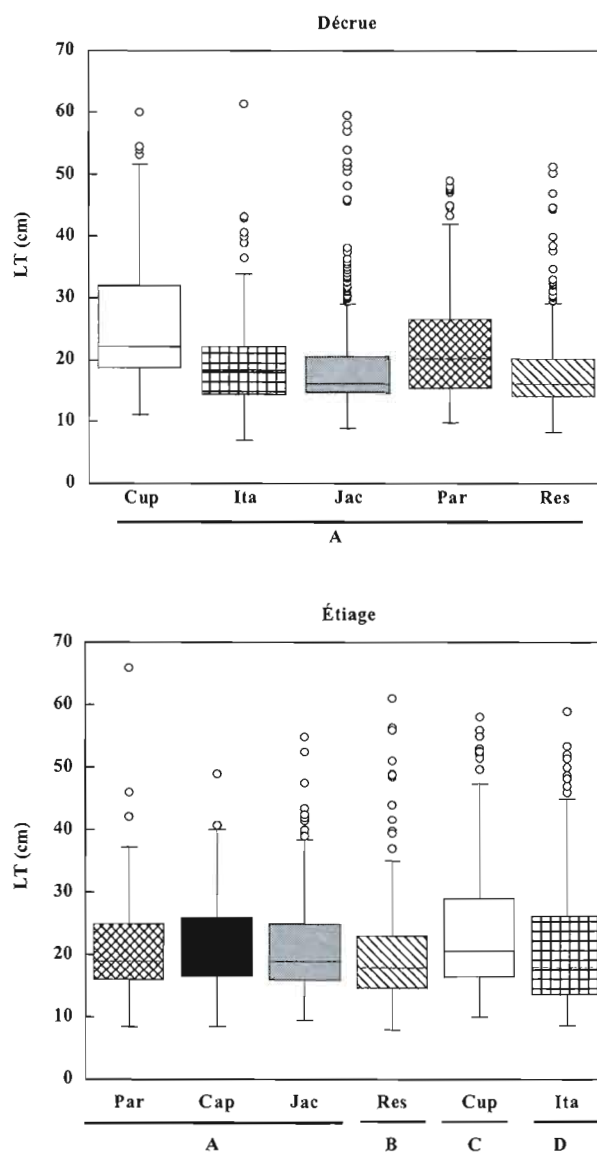


Figure 5- Variation spatiale de la répartition des tailles des assemblages saisonniers de poissons récoltés dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

Le minimum, les 3 quartiles (Q1= 25% des effectifs ; Q2= 50% des effectifs ; Q3 = 75% des effectifs), le maximum et les valeurs atypiques sont représentés sur ce diagramme en forme de boîtes.

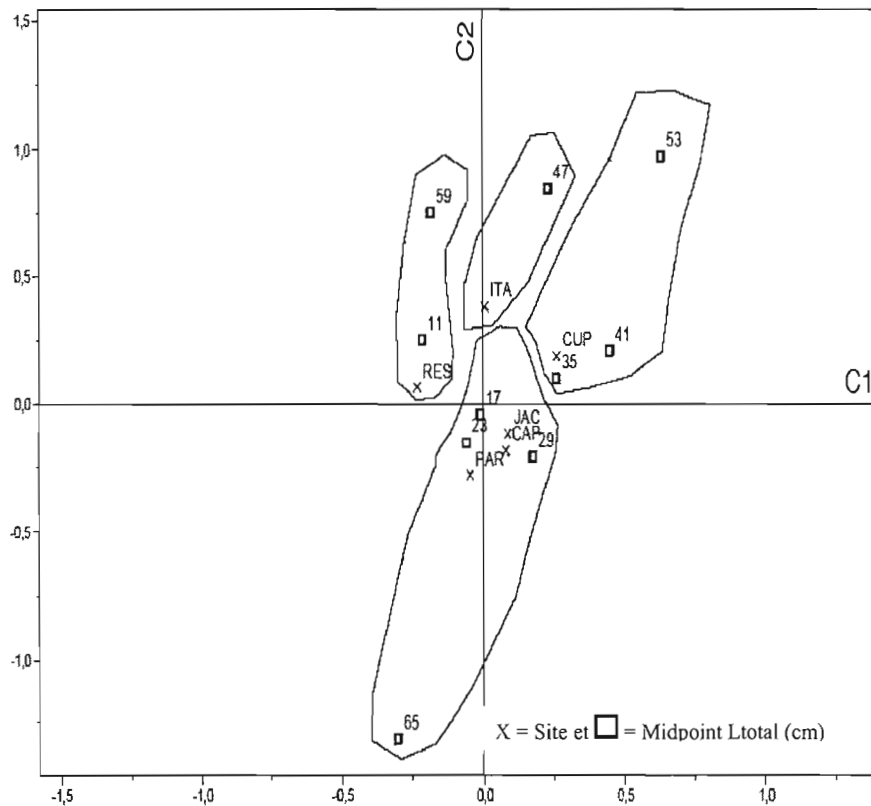


Figure 6- Variation spatiale des classes de tailles des poissons récoltés dans 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós lors de l'étiage 2004.

3.3. Diversité spécifique (H') et équitabilité (E') des assemblages de poissons

La diversité spécifique et la richesse spécifique des poissons sont légèrement supérieures pendant l'étiage. Les plus grandes valeurs identifiées ont été celles calculées à partir des pêches menées à RES pendant l'étiage ($H'=4,91$; 44 espèces) (Tableau 3).

À l'exception de JAC, l' E' de la distribution des espèces ne semble pas varier d'une saison à l'autre. JAC et CAP ont présenté les valeurs les plus faibles pendant la décrue et l'étiage respectivement. À l'échelle spatiale, RES a présenté les valeurs les plus élevées pendant les deux saisons (Tableau 3).

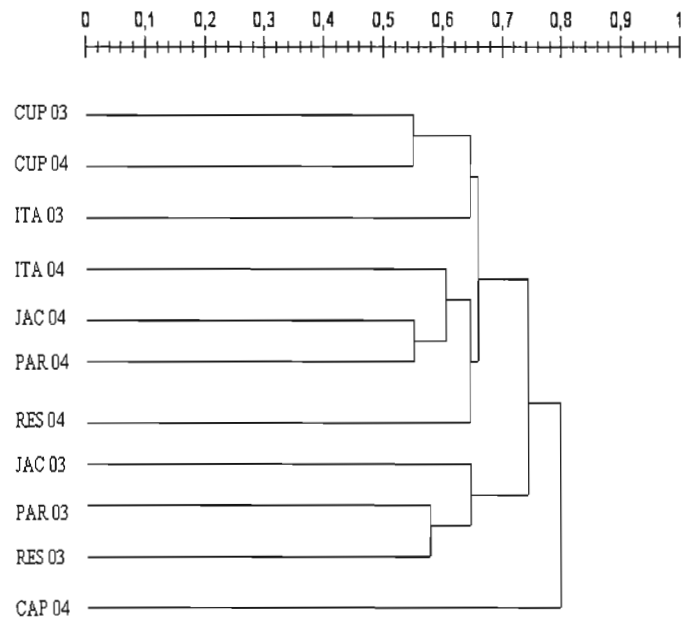
Tableau 3- La diversité et la richesse spécifique de poissons provenant de 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

Site	Cycle hydrologique	Milieu	Richesse spécifique		
			Nombre d'espèces	H' (BPUE)	
			Shannon-Wiener	E' (BPUE)	
			Équitabilité		
CUP	Décru	Lotique	36	4,50	0,87
	Étiage		38	4,51	0,86
ITA	Décru	Lotique	30	4,01	0,82
	Étiage		40	4,41	0,83
PAR	Décru	Lotique	27	4,04	0,85
	Étiage		35	4,35	0,87
RES	Décru	Lentique	24	4,08	0,89
	Étiage		44	4,91	0,90
JAC	Décru	Lentique	38	4,14	0,79
	Étiage		38	4,55	0,87
CAP	Étiage	Lentique	29	3,99	0,82

Similarité des assemblages de poissons

La composition des assemblages semble suit un gradient spatio-temporel (annexe 3). En effet, l'analyse de la similarité montre que les milieux situés plus au sud du bassin se regroupent en étiage et que ceci ne se reproduit pas en décrue. Précisément, pendant la décrue on observe une plus grande similarité entre JAC, PAR et RES tandis que l'assemblage d'espèces de CUP demeure plus similaire à celle retrouvé à ITA. Pendant l'étiage, une plus grande homogénéité est observée entre les assemblages d'espèces de poissons, à l'exception de CAP qui semble avoir un peuplement de composition différente des autres sites à l'étude (Figure 7).

Distance = $S_{ij} - 1$



Ichtyofaune des milieux situés dans le bassin du Tapajós, contexte régional

Figure 7- Dendrogramme construit à partir de la matrice de similarité (Bray-Curtis) des assemblages saisonniers d'espèces du bassin du Tapajós basé sur la biomasse (BPUE).

4. Discussion

L'Amérique du Sud possède une des ichtyofaunes d'eau douce la plus riche et diversifiée de la planète. Cette faune est constituée principalement par les ordres Characiforme et Siluriforme (Schaefer, 1998; Lower-McConnell, 1999; Castro, 2000). Par contre, nos résultats pour le secteur du bassin du Tapajós à l'étude indiquent des abondances dans l'ordre décroissant Characiforme > Perciforme > Siluriforme > Clupeiforme > Osteoglossiforme. Cet ordre est indépendant des saisons. L'ordre Characiforme inclut la famille Characidae, une des plus importantes et plus complexes. En effet, elle comprend plus de 776 espèces distribuées en 152 genres (Froese et Pauly, 2005). Les poissons appartenant à l'ordre Characiforme présentent des stratégies de vie très variées et adaptées aux milieux aquatiques tropicaux (Winemiller et Taphorn, 1989). Des caractéristiques telles que de petites tailles, des cycles de vie courts, des atteintes rapides de maturité et des cycles rapprochés de reproduction permettent à ces espèces d'exploiter efficacement et rapidement des milieux aquatiques où des changements environnementaux sont fréquents et imprévisibles (Winemiller et Rose, 1992). La tendance générale mentionnée précédemment est en effet applicable à tous les écosystèmes lenticules à l'étude. Cependant, l'ordre Siluriforme dépasse en abondance l'ordre Perciforme dans deux milieux lotiques pendant l'étiage (CUP et PAR).

D'autres constats ressortent également suite aux analyses effectuées. L'ordre Characiforme passe de 44% des captures totales réalisées pendant la décrue à 26,9% en étiage. D'ailleurs, on constate que les espèces prédatrices appartenant à cet ordre deviennent plus abondantes lors de cette dernière saison : *H. malabaricus* (n=5 en décrue et n=55 en étiage); *A. falcistrostris* (n=32 en décrue et n=144 en étiage); *S. rhombeus* (n=3 en décrue et n=21 en étiage); *S. elongatus* (n=3 en décrue et n=11 en étiage). Les ordres Clupeiforme, Siluriforme et Perciforme, qui sont principalement composés par des espèces prédatrices deviennent aussi plus abondants en étiage. Selon Payne (1986), la rareté de nourriture et la réduction des zones pouvant servir d'abris aux poissons non-prédateurs pourraient favoriser les prédateurs pendant l'étiage. Il faut souligner que ces deux caractéristiques sont directement liées à la réduction du volume d'eau.

Dans ce travail, 96 espèces de poissons ont été répertoriées pour le bassin du Tapajós. Il s'agit d'un nombre important puisque la méthodologie d'échantillonnage a été basée seulement sur une batterie de filets maillant. Cette méthodologie d'ailleurs ne vise pas les poissons de fond, ni les poissons vivant sous des bancs de macrophytes ou les poissons de très petites et de très grandes tailles. Selon nos observations sur le terrain, les pêcheurs locaux principalement à RES, JAC, PAR et ITA capturaient à la ligne plusieurs "tucunérés" (*Cichla*) ce qui indique que cette espèce soit aussi parmi les poissons de grande taille qui sont présents dans le Tapajós. *Cichla* est un poisson à l'acuité visuelle très développée et particulièrement actif pendant le jour. Cette caractéristique lui permet probablement d'éviter les filets maillants (Jepsen et al., 1997). L'utilisation d'un éventail plus grand de filets (comme par exemple ceux s'échelonnant de 12 à 200 mm employé par Saint-Paul et al., 2000), l'utilisation d'autres engins de pêche et l'observation subaquatique pourraient rapporter une image plus complète de la communauté de poissons. Néanmoins, il faut souligner que les informations normalisées fournies par des prélèvements réalisés à l'aide des filets maillant permettent des comparaisons inter-sites et fournissent également des données de base qui peuvent être employées dans des évaluations de la variation dans le temps des compositions des communautés de poissons. On entend ici par communauté ou assemblage de poissons, l'image probablement polarisée fournie par le prélèvement d'un groupe de poissons qui peut être pêché dans un environnement particulier à un moment donné (Saint Paul et al., 2000). Les résultats obtenus dans ce travail indiquent clairement que les communautés de poissons dans le secteur étudié du Tapajós ne sont pas stables.

En effet, nos résultats démontrent que les communautés de poissons peuvent varier d'un milieu à l'autre et/ou d'une saison à l'autre. Par contre, ceci ne semble pas être directement lié à la spécificité des milieux (lentic ou lotique) ni à la localisation géographique des sites (Figure 4). Dans une étude réalisée sur les communautés de poissons du "Rio Manso" dans l'État du Mato Grosso, Beaumord (1991) a observé une variation dans la richesse spécifique récoltée. L'auteur a associé cette variabilité à la position des poissons dans la colonne d'eau, aux préférences alimentaires des espèces, à la distribution des poissons dans l'espace et aux fluctuations du régime hydrologique local.

Plusieurs autres auteurs se sont également penchés sur la variabilité spatio-temporelle des communautés de poissons et sur les facteurs pouvant être à l'origine de ce phénomène. D'après Bennemann et al. (2000), indépendamment du type de milieu, les communautés de poissons sont essentiellement influencées par des facteurs biotiques et abiotiques. Des facteurs comme la température, le pH, la profondeur et l'oxygène dissous sont importants dans tous les types de milieux. Les interactions interspécifiques et la disponibilité en nourriture et en habitats adéquats constituent des facteurs capitaux pour les assemblages de poissons. Cependant, les écosystèmes lenticques seraient plus sensibles à l'eutrophisation (Cowx, 2002). Les espèces de grande taille ont tendance alors à disparaître et les espèces plus petites et opportunistes deviennent plus abondantes. D'autres facteurs environnementaux, tels la localisation géographique, la vitesse des courants, la largeur des cours d'eau (Keller et Crisman, 1990), la turbidité (Rodriguez et Lewis, 1997), l'oxygène dissous (Junk et al., 1983), la couverture de macrophytes flottantes (Suarez et al., 2001), la connectivité avec le cours d'eau principal (Petry et al., 2003) et des changements dans les conditions d'abris associés aux variations du niveau d'eau (Agostinho et Gomes, 1997) ont été mentionnés comme facteurs importants dans la structuration des communautés de poissons. Malgré des différences dans la localisation géographique des sites, la taille des bassins, la connectivité avec le Tapajós et la profondeur des milieux, nous ne pouvons pas associer ces facteurs à la variabilité spatio-temporelle des assemblages de poissons identifiée.

Cetra (2003) a relié la conservation de la végétation ciliaire à la présence d'un nombre plus élevé d'espèces de poissons. Dans la présente étude, le lac témoin n'ayant aucun habitant installé sur son bassin versant et une importante couverture végétale (CAP) a néanmoins présenté la richesse spécifique la plus faible pendant l'étiage (Annexe 1). Par contre, la composition de la communauté de poissons récoltés pendant l'étiage à CAP diffère de tous les autres milieux (Figure 4 ; Annexe 2). Plusieurs fonctions hydrologiques et écologiques jouant un rôle important pour l'intégrité biotique et abiotique des écosystèmes aquatiques sont associées à la végétation des berges (Barrella et al., 2000). Selon ces auteurs, l'influence de la végétation ciliaire est cependant plus importante dans les sites où le volume d'eau est plus petit. On associe à la végétation ciliaire plusieurs fonctions, telles que : la protection structurelle des habitats, le contrôle du flux de la décrue, le maintien de la qualité d'eau

comme filtre aux substances terrigènes, la création de zones d'ombre, d'abris, la fourniture de matière organique et finalement le rôle de substrat aux algues et au périphyton (Barrella et al., 2000). La présence de la végétation ciliaire et le faible volume d'eau de ce milieu à faciès lentique pourrait expliquer la différence observée dans la composition de sa communauté de poissons comparativement aux autres sites étudiés.

Il est également reconnu que le rapport proies-prédateurs peut affecter la composition et la distribution des communautés de poissons (Meffe et Sheldon, 1988 ; Jackson et Harvey, 1989 ; Hinch et Collins, 1993 ; Suarez et al., 2001). Dans notre étude, la composition spécifique des assemblages de poissons semble varier dans le temps et dans l'espace. Cependant, la proportion de poissons non-prédateurs est nettement supérieure dans la plupart des sites lors de deux saisons (sauf à CUP en décrue et ITA en étiage). Parmi les facteurs biotiques, on retrouve les mouvements migrateurs réalisés principalement par les poissons des milieux lotiques. Quelques poissons amazoniens réalisent des migrations reproductrices et des courts mouvements de dispersion pendant la saison des pluies, alors que d'autres font des migrations alimentaires pendant la saison sèche (Lowe-McConnell, 1987). Boujard (1992) a démontré que le comportement des poissons de la Guyane française est fortement influencé par les variations saisonnières du niveau de l'eau. Aucune tendance pouvant relier les mouvements saisonniers migrateurs des espèces à la variabilité dans la composition spécifique des assemblages n'a été mise en évidence dans notre étude.

Les communautés de poissons sont presque toujours composées par des espèces qui varient amplement en fonction de leurs biomasses individuelles et de leurs fréquences. Généralement, les espèces de plus petite biomasse individuelle sont beaucoup plus nombreuses que celles de plus grande biomasse. Ce postulat est à l'origine de notre choix d'indice de dominance. En plus d'établir un nombre minimal d'occurrence ($n > 30$), l'indice utilisé prend en compte le poids et la fréquence des espèces. Les 23 espèces dominantes de poissons dans le bassin du Tapajós représentent 81,5% de la capture totale de poissons. Par contre, divers auteurs considèrent dominantes les espèces qui contribuent avec plus de 90% du nombre total de spécimens (Odum, 1970; Horn, 1980). Selon Yanez-Arancibia et Day (1982), dans les régions tropicales la définition d'une espèce comme étant dominante doit

tenir compte de trois facteurs écologiques : l'abondance en nombre, en poids et la fréquence en occurrence. D'après notre étude la dominance peut varier d'un milieu à l'autre et également d'une saison à l'autre. En plus, d'après l'observation des espèces dominantes, il semble que les écosystèmes étudiés soient plus homogènes pendant la décrue comparativement à l'étiage. *H. unimaculatus* est une espèce omnivore qui a été dominante à CUP, ITA, RES et à PAR pendant la décrue. La dominance d'espèces omnivores est souvent associée à la dégradation de la base de la chaîne alimentaire. En effet, le manque de spécialisation alimentaire favorise le succès des poissons omnivores face aux poissons spécialisés (Araujo, 1998). Karr (1981) a établi que l'échantillonnage composé par plus de 45% de poissons omnivores représente des milieux aquatiques gravement dégradés.

Des changements ontogénétiques dans le régime alimentaire de plusieurs espèces de poissons ont déjà été mis en évidence (Godoy, 1975 ; Soares, 1979 ; Braga et Braga, 1987 ; Winemiller, 1989 ; Motta et Uieda, 2004). Braga et Braga (1987) suggèrent que les variations dans le régime alimentaire d'une espèce pendant son développement représente une adaptation visant à diminuer la compétition ou à combler les besoins physiologiques que le poisson pourrait avoir en fonction de sa migration, sa maturation sexuelle et sa reproduction. L'impact du cycle hydrologique sur l'ichtyofaune et la pêche sont présentés au Tableau 4 (Lowe-McConnel, 1987). Dans la présente étude, la diversité et la richesse des poissons se sont montrées légèrement supérieures pendant l'étiage. La montée saisonnière des eaux semble être le facteur plus important agissant sur la variabilité des communautés de poissons du bassin du Tapajós. Une différence spatiale dans le nombre d'espèces ressort aussi des enquêtes réalisées auprès des riverains vivant dans la région à l'étude (Chapitre 1). En effet, il y a été observé un nombre plus important d'espèces de poissons capturées dans les sites regroupés au nord (CUP et RES) comparativement à ceux regroupés au sud (PAR, ITA, JAC). Par contre, cette information n'est pas confirmée à travers nos pêches expérimentales.

La taille des poissons peut être aussi un facteur déterminant dans la nature des assemblages d'espèces. Selon Tokeshi (1999), la taille différenciée du corps ou d'une partie du corps peut être responsable de la co-existence des espèces à travers la répartition des ressources et peut-être également considérée un des facteurs déterminant le nombre de niches d'espèces.

Indépendamment du cycle hydrologique, les plus petits spécimens capturés appartenaient aux ordres Perciforme et Siluriforme et les plus gros spécimens appartenaient aux ordres Siluriforme et Osteoglossiforme. La variabilité dans la composition en tailles des espèces peut être liée à l'instabilité des conditions environnementales des écosystèmes (Shibatta et Cheida, 2003). Dans les milieux aquatiques étudiés, une variation spatiale dans la composition en tailles des assemblages de poissons a été mise en exergue lors de l'étiage. Selon les données obtenues auprès des riverains, présentées dans le chapitre I de cette thèse, il ressort que les petits poissons non-prédateurs sont communs à CUP et à RES et que les grands prédateurs sont plus abondants à PAR, ITA et JAC. Cette information n'est pas entièrement confirmée à travers les données des pêches réalisées dans la présente étude. Il est cependant à souligner que le filet maillant et la ligne à main sont les principaux engins utilisés par les pêcheurs locaux. Une différence dans le type de filet utilisé pourrait être à l'origine de cette observation. De plus, on reconnaît que les poissons < 32 mm (considérés comme miniatures (Weitzman, 1997)) ainsi que les poissons de grande taille (> 400 cm) n'ont pas été efficacement prélevés avec la méthodologie d'échantillonnage employée.

Tableau 4- Relation entre le cycle hydrologique, la dynamique saisonnière des zones d'inondation et les effets sur l'ichtyofaune et la pêche (Tiré de Lowe-McConnel, 1987).

	Crue	Étale	Décru	Étiage
Migration	Selon le courant de la rivière	Dispersion dans les zones inondées	Contre le courant de la rivière	Confinement dans les milieux aquatiques permanents
Reproduction	Fraie	Repos	Repos	Préparation à la fraie
Croissance	Accélérée après la fraie	Accélérée	Diminuée	Diminuée
Biomasse	Production de juvéniles	Développement rapide	Pertes	Réduction
Pêche	Intense dans les rivières et les lacs	Diminution de la capture due à l'ampliation des zones d'habitats et des refuges	Intense dans les rivières et lacs	Diminution de la capture due au manque d'accessibilité et la disponibilité de refuges isolés

Malgré le fait de représenter un outil intéressant dans la compréhension de la dynamique des populations, les indices écologiques sont rarement utilisés dans les recherches portant sur l'ichtyofaune néo-tropicale (Lemes et Garutti, 2002). Ceci est d'autant plus le cas pour les populations de poissons des tributaires du fleuve Amazone. Des données historiques sur la

richesse et la diversité de l'ichtyofaune sont inexistantes pour le secteur du Tapajós à l'étude. Par contre, en comparant les résultats obtenus dans cette étude avec d'autres travaux réalisés dans d'autres régions du Brésil, il semblerait que les richesses mises en évidence soient élevées (Tableau 5).

Dans d'autres contextes, l'indice de Shannon est couramment utilisé en écologie aquatique en tant que paramètre synthétique de la structure des communautés dans le but d'évaluer les effets de la pollution. Cette méthode est due à Wilhm et Dorris (1968 dans Legendre et Legendre, 1979), qui ont suggéré que les différences dans la qualité de l'eau puissent être étudiées à l'aide de paramètres biologiques, telle la diversité, aussi bien que par l'analyse physico-chimique. Nos données démontrent des variations dans la richesse et la diversité spécifiques qui représentent probablement une fluctuation de nature saisonnière alors que l'absence de variation de l'équitabilité est une réponse directe aux fluctuations à petite échelle du milieu (Legendre et Legendre, 1979). JAC et CAP ont présenté les valeurs d' E' les plus faibles pendant la décrue et l'étiage respectivement. Selon les auteurs cités précédemment, plus basse est l' E' , plus élevée serait l'activité biologique dans le milieu. Dans un document de référence, Cansela da Fonseca (1968) mentionne que 0,80 est la valeur-limite de E en dessous de laquelle le peuplement est considéré comme non-équilibré. En effet, la valeur de E' est proche de 1 lorsque toutes les espèces tendent à avoir une même abondance dans un milieu naturel non perturbé et $< 0,80$ quand une espèce plus résistante que les autres est largement prédominante. Dans notre étude, seulement JAC, lors de la décrue, a présenté une valeur de E' inférieure à 0,80. Ce qui peut être expliqué par l'abondance de l'espèce détritivore *Curimata inornata* observée à ce moment là (cette espèce a représenté environ 65% de l'abondance totale obtenue).

Tableau 5- La diversité de poissons présents dans plusieurs milieux aquatiques brésiliens.

Site	Saison	Milieu	Richesse spécifique		Référence
			Nombre d'espèces	H'BPUE Shannon-Wiener	
19 tributaires du Tapajós et Curua-Una	Décru	Lotique	18 à 54	-	Camargo et al, 2005
Maykabuka Creek et Mamanari Creek*	Hautes et basses eaux	Lotique	68 et 56	3,39 et 2,70	Mol and Ouboter, 2004
5 milieux aquatiques du Bassin Iguatemi, MS	-	-	72	1,3 à 2,05	Suarez, 2004
Jurua, AC (milieu d'eau blanche)	Hautes et basses eaux	Lotique	90	5,33	Silvano et al, 2000
3 lagunes du Sao Francisco, BA, MG	Hautes et basses eaux	Lentique	11 à 43 et 15 à 42	-	Pompeu et al., 2003
Baía da Salobra, Cáceres, MT	Décru	Lentique	30	4,06	Muniz, 2005**
	Étiage		36	3,32	
Baía Negra, Cáceres, MT	Décru	Lotique	13	3,77	Muniz, 2005**
	Étiage		17	3,6	
3 sites de la Rivière Veados, SP		Lotique	26	2,84 à 3,51	Castro et al, 2003
1 Lagune de la rivière Paraná, MS	Étiage	Lentique	27	3,21	Cunico et al, 2006**
	Étale		41	3,65	0,68
19 lagunes de Nhecolândia, MS			49		Suarez, 2004b
3 lagunes de la plaine Paraná, MS		Lentique	16 à 31	1,15 à 1,87	Oliveira et al, 2001**
2 rivières de la plaine Paraná, MS		Lotique	17 à 33	1,46 à 1,58	

*Sites à Paramaribo, Suriname affectés par des zones d'orpaillages; **L'indice de Shannon-Wiener est basé sur l'abondance des espèces et non pas sur la biomasse.

5. Conclusion

Malgré l'importance multiple des ressources halieutiques dans cette région, très peu de données scientifiques sont disponibles. Une seule étude décrivant l'ichtyofaune de 19 tributaires du Tapajós a pu être trouvée (Camargo et al., 2005). Par contre, il faut souligner que des nombreux travaux sur la biologie et l'écologie des poissons provenant d'autres cours d'eau amazoniens ont déjà été réalisés (Lowe-McConnell, 1987; 1999). Cependant, les spécificités (biotiques et abiotiques) relatives aux milieux d'eaux blanches et d'eaux noires rendent délicates toute comparaison et/ou extrapolation des résultats obtenus aux milieux d'eaux claires, tel est le cas du rio Tapajós. Ainsi, nos résultats peuvent alors servir de base à d'autres recherches futures s'intéressant aux impacts des activités humaines sur les ressources halieutiques amazoniennes.

Les résultats obtenus dans ce travail indiquent que la composition spécifique des peuplements et la taille des poissons du bassin du rio Tapajós puissent fluctuer dans une échelle de temps et d'espace. Dans la présente étude, la diversité et la richesse des poissons se sont montrées légèrement supérieures pendant l'étiage. Par contre, il semble que la composition de l'ichtyofaune soit plus homogène en décrue qu'en étiage. Il ressort également que les espèces dominantes peuvent varier d'un milieu à l'autre et également d'une saison à l'autre. Les espèces dominantes mises en évidence dans notre étude correspondent aux espèces les plus pêchées et consommées par les riverains sur place (Chapitre 1).

Malgré l'utilisation d'un protocole visant à couvrir l'hétérogénéité locale en ce qui a trait aux pressions humaines (par exemple : le temps de colonisation, le nombre d'habitants, la présence de pêcheurs, les différents usages) sur les sites d'échantillonnages, aucune tendance dans la composition des stocks de poissons pouvant être reliée à ces facteurs n'a pas été dégagée dans cette étude. L'inondation et ainsi l'apparition de micro-habitats semble être le facteur plus important agissant sur la variabilité des communautés de poissons du Tapajós.

Remerciements

Nous aimerions remercier les riverains et riveraines vivant sur les rives du rio Tapajós et plus spécialement les pêcheurs qui ont travaillé comme assistants lors de deux terrains. Merci à Hugo Poirier, Marilena S. da Silva, Laudecy et Marilane pour votre participation clé dans l'organisation et exécution des terrains. Ce manuscrit a bénéficié des commentaires et suggestions de Pedro Peres-Neto. Cette recherche s'insère dans la 3^{ème} phase du Projet Caruso et a été financée par Centre de Recherches pour le Développement International (CRDI) du Canada.

Références bibliographiques

- Agostinho, A.A. et Gomes, L.C. (1997). Reservatório de segredo : bases ecológicas para o manejo. Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Maringá, EDUEM, 387 p.
- Allardi, J. (1994). Les poissons comme « indicateur biologique » de l'état des écosystèmes aquatiques: Séminaire national « Variables biologiques des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques », Chartier-Tousé, N., Galvin, Y. Lévêque, C. & Souchon, Y. (Ed.), CEMAGREF éditions, Paris, 229-241.
- Araujo, F.G. (1998). Adaptação do índice de integridade biótica usando comunidades de peixe para o rio Paraíba do Sul. Rev. Brasil. Biol., 58(4) : 547-558.
- Barthem, R. (2002). Diagnostico de los recursos hidrobiologicos del Amazonas. Publication de la Secretaria Pro Tempore del Tratado de Cooperación Amazónica.
- Barthem, R. B. (1990). Ecologia e pesca da piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*). Thèse de doctorat, Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas, Brasil, 268 p.
- Bayley, P. B. et Petrere Jr, M. (1989). Amazon fisheries: assessment methods, current status, and management options. In: Dodge, D. P., Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106 : 385-398.
- Beaumord, A. C. (1991). As comunidades de peixes do rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT: Uma abordagem ecológica numérica. Mémoire de maîtrise présenté au Programme de Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 108 p.
- Belaud, A.; D. Bengen ; P. Lim. (1990). Approche de la structure du peuplement ichtyologique. Bennemann, S.T., Shibatta, O.A. & Garavello, J.C (Ed.). Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica, UEL, Londrina, 62p.
- Boujard, T. (1992). Space-time organization of riverine fish communities in French Guiana. Env. Biol. Fish., 3 :235-246.
- Braga, F. M. S. et Braga, M. A. A. S. (1987). Estudo do habito alimentar de *Prionotus punctatus* (Block, 1797) (Teleostei, Triglidae), na regio da ilha Anchieta, Estado de Sao Paulo, Brasil. Rev. Bras. Biol., 47 :31-36.
- Camargo, M. ; Giarrizo T ; Carvalho-Junior, J. . Levantamento ecológico rápido da fauna ictica de tributários do médio-baixo Tapajós e Curuá. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. Ciências Naturais, Belém,, Belém, n. 1.
- Cansela, F. (1968). Théorie de l'information et diversité spécifique. Bull. Mus. Hist. Nat., Paris, 2ème série, 38 : 961-968.
- Castro, R.J. (2003). Regime alimentar e ecomorfologia das espécies de peixes dominantes de um afluente do reservatório de Jurumirim (alto rio Paranapanema, São Paulo). Thèse de doctorat présentée à Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Castro, R.J. (2000). Fishing accords: the political ecology of fishing intensification in the Amazon. Thèse de doctorat présenté à School of Public and Environmental Affairs, Indiana University, Bloomington.
- Cetra, M. (2003). Caracterização das assembleias de peixes da bacia do rio Corumbatai. Thèse de doctorat présentée à Universidade de Sao Paulo, Escola de engenharia de Sao Carlos, Sao Paulo, 90 p.
- Cowx, I. G. (2002). Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, 396 p.

- Cunico, A.M.; Agostinho, A.A.; Latini, J.D. (2006). Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 23 (4): 1101-1110.
- Diegues, A.C. (2006). Para uma aquicultura sustentável do Brasil. Banco Mundial/FAO, Center for Research on Human Population and Wetlands in Brazil, USP, São Paulo, 26 p.
- Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J. A. S.; Santos, G. M. (1998). Peixes comerciais do médio Amazonas: Região de Santarém, Pará. Edição do Ibama, Divisão de Divulgação Técnico-Científica, Brasília, 211p.
- Froese, R. et Pauly, D. (2005). FisBase. Disponible à <http://www.fishbase.org>, accès le 20 février 2005. Cité par Peres, W. A. M. (2005). Análise da diversidade cariotípica de characidae da bacia do São Francisco. Mémoire de maîtrise présenté au programme de Génétique et Évolution du Centre de Sciences Biologiques de l'Université Federal de São Carlos, Brasil.
- Frontier, S. (1985). Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev.*, 23: 253-312.
- Godoy, M.P. (1975). Peixes do Brasil: subordem Characoidei; bacia do Rio Mogi Guassu. Ed. Franciscana, Piracicaba, v.1, p. 1-216.
- Hinch, S.G. ; Collins, N.C. (1993). Relationships of littoral fish abundance in fish to water chemistry and macrophyte variables in Central Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50(9) : 1870-1878.
- Horn, M. H. (1980). Diel and seasonal variation in abundance and diversity of shallow-water fish populations in Morro Bay, California. *Fishery Bulletin US*, 78: 759-770.
- Isaac, V. J. et Ruffino, M. L. (1996). Population dynamics of tambaqui (*Colossoma macropomum*) Curvier 1818 in the lower Amazon, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, UK, (3): 315-333.
- Isaac, V. J.; Ruffino, M. L.; Mello, P. (2000). Considerações sobre o método de amostragem para a coleta de dados sobre captura e esforço pesqueiro no Médio Amazonas. In: Recursos Pesqueiros do Médio Amazonas: biologia e estatística pesqueira Coordenador C. F. A. Fischer, Coleção Meio Ambiente, IBAMA, Brasília, Série Estudos Pesca, N.º 22, p. 65-88.
- Isaac, V.J.; Rocha, V.L.C.; Mota, S.Q.C. (1999). Ciclo reprodutivo de algumas espécies de peixes de valor comercial do baixo Amazonas. IBAMA, Coleção Meio Ambiente, IBAMA, Brasília, Série Estudos Pesca, 22: p 12-32.
- Isaac, V.J.; Ruffino, M.L.; McGrath, D. (1998). In search of a new approach to fisheries management in the middle Amazon. In: Funk, F.; Heifetz, J.; Ianelli, J.; Power, J.; Quinn, T.Schweigert, J.; Sullivan, P. &
- Jackson, D. A. ; Harvey, H. (1989). Biogeographic associations in fish assemblage : local vs. Regional processes. *Ecology*, 70 :1472-1484.
- Jepsen, D.B.; Winemiller, K.O.; Taphorn, D.C. (1997). Temporal patterns of resource partitioning among *Cichla* species in a Venezuelan black-water river. *Journal of Fish Biology*, 51:1085-1108.
- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L. ; Ward, D.E. (1998). Fire in the Brazilian Amazon: 2. Biomass, nutrient pools, and losses in cattle pastures. *Oecologia*, 113: 415-427.

- Keller, A.E. et Crisman, T.L. (1990). Factors influencing fishassemblages and species richness in subtropical Florida lakes and a comparison with temperate lakes. *Can. J. Fish. Aquat.*, 47 :2137-2146.
- Legendre, L. and Legendre P. (1979). *Le traitement multiple des données écologiques*. Tome 1, Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec, 1979.
- Leite, R. G. et Zuanon, J. A. S. (1991). Peixes ornamentais: aspectos da comercialização, ecologia, legislação e propostas de ações para um melhor aproveitamento. In: Val, A. et al., *Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento a Amazônia: fatos e perspectivas*, Manaus, p. 327-330.
- Lemes, E. M. et Garutti, V. (2002). Ictiofauna de poço e rápido em um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná. *Comun. Mus. Ciên. Tecnol. PUCRS, Série Zoologia*, 15: 175-199.
- Lowe-McConnell R.H. (1999). *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 534 pp.
- Lowe-McConnell, R.H. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, 382 p.
- Lowe-McConnell, R.H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, I, 534 p.
- Markewitz, E; Davidson, E.A.; Figueiredo, A.R. de O.; Victoria, R. L. and Krusche, A.V. (2001). Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. *Nature*, 410: 802-805.
- Meffe, G.K. et Sheldon, A. (1988). The influence of habitats structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *Am. Midl. Nat.*, Notre Dame, 120 :225-241.
- Mol, J.H, et Ouboter, P.E. (2004). . Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. *Conservation Biology*, 18: 201-214.
- Motta, R. L. et Uieda, V. S. (2004). Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. *Rev. Bras. Zoociências*, 6, (2) : 191-205.
- Muniz, C.C. (2005) *Composição da comunidade ictica em área limnética, relacionada ao ciclo hidrológico nas Baías da Salobra e Negra, no Pantanal de Cáceres, Mt. Mémoire de maîtrise présenté au Programme Sciences Biologiques de l'Institut de Biociências, Cuiabá, MT*, 82 p.
- Neves, A. M. B. (2000). Conhecimento atual sobre o pirarucu (*Arapaima gigas*). In: In: IBAMA, *Recursos pesqueiros do médio Amazonas: biologia e estatística pesqueira* Coordenador C. F. A. Fischer, Coleção Meio Ambiente, IBAMA, Brasília, Série Estudos Pesca, 22: 89-113.
- Oberdorff, T.; Guilbert, E.; Luchetta, J.C. (1993). Patterns of fish species richness in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia*, 259 : 157-167.
- Oberdorff, T.; Guilbert, E.; Lucchetta, J. (1993). Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia*, 259 : 157-167.
- Odum, E.P. (1970). *Fundamentals of ecology*. 3rd edn. Saunders, Philadelphia
- Oliveira, E.F.; Luiz, E.A.; Agostinho, A.A.A.; Benedito-Cecilio, E. (2001). Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Maringá*, v. 23, n. 2, p. 369-376.

- Payne A. I. 1986. - The ecology of Tropical Lakes and Rivers. Chichester, UK: John Wiley & Sons. 301 p.
- Payne, A.I. (1986). The ecology of tropical lakes and rivers. John Wiley & Sons Ltd, Great Britain. 1986, 301p.
- Petry A. C.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (2003). Fish assemblage of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, 1(2): 111-119.
- Pompeu, P.S. & Godinho, H.P. Godinho, Ictiofauna de três lagoas do médio São Francisco, p. 167-181. In: Godinho, H.P. & Godinho, A.L. (ed). Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: Editora PUC-Minas, 2003 por Livia Aguiar
- Pompeu, P.S. et Godinho, H.P. (2003). Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Organizadores: Hugo Pereira Godinho, Alexandre Lima Godinho. – Belo Horizonte: PUC Minas, 2003.
- publishing Inc, Oxford.
- Ramade, F., 1993. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement, Ediscience, international éditions, 822p.
- Roberts, T. R. (1972). Ecology of fishes in the Amazon and Congo Basins. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 143 (2): : 117-147.
- Rodríguez, M.A., and W.M. Lewis, Jr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* 67:109-128.
- Ruffino, M. L. (2000). Manejo dos recursos pesqueiros no Médio Amazonas. In: IBAMA, Recursos Pesqueiros do Médio Amazonas: biologia e estatística pesqueira Coordenador C. F. A. Fischer, Coleção Meio Ambiente, IBAMA, Brasília, Série Estudos Pesca, 22: 115-140.
- Ruffino, M. L.; Isaac, V.J. and Milstein, A. (1998). Fisheries ecology in the Lower Amazon: a typical artisanal practice in the tropics. *Ecotropica*, 4:99-114.
- Saint-Paul, U., Zuanon, J., Villacorta, M.A., Garcia, M., Fabré, N.N., Berger, U., and Junk, W.J. (2000). Fish communities in central Amazonian white and blackwater floodplains. *Env. Biol. Fish.* 57 :235-250.
- Schaefer, S.A. (1998). Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes* (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari,
- Scherrer, B. (1984). *Biostatistique*. Gaetan Morin éditeur. Chicoutimi, québec. 850 p.
- Schibatta, O.A. et Cheida, C.C. (2003). Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeíros da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (3) :469-473, setembro, 2003.
- SCHUBART, H. O. R. Diagnostic of the natural resource of Amazonia. In.: AMAZONIA, FACTS AND SOLUTIONS, Simpósio, São Paulo, jul. 31-ago. 2, 1993. p.20-32.
- Shibatta, O.-A., and C.-C. Cheida. 2003. Composicao em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeíros da bacia do rio Tibagi, Parana, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* , 20:469-473.
- Silvano, R. A. M., Amaral, B.D.; Oyakawa, O.T. 2000, 'Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the Upper Juruá River fish community (Brazilian Amazon)', *Environmental Biology of Fishes* 57: 25-35.

- Silveira, A. L. (1993). Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: HIDROLOGIA ciência e aplicação. Porto Alegre: Universidade/ABRH: EDUSP, 1993. p.25-51. (Coleção ABRH, 4).
- Soares MGM (1979) Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do igarapé do Porto, Aripuanã, MT. *Acta Amazônica* 9: 325-352.
- Soares-Gomes, A. et Pires-Vanin, A. M. S. (2003). Padrões de abundância, riqueza e diversidade de moluscos bivalves na plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil: uma comparação metodológica. *Revista Brasileira de Zoologia* 20 (4): 717-725.
- Suares, Y.R.; Petrere, M.J.; Catella, A.C. (2004). Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 11:45-50.
- Suarez YR, Petrere Jr M, Catella AC (2001) Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Manag Ecol* 8:173-186.
- Tokeshi M. (1999) Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives. Blackwell
- Trancoso, R.; Carneiro Filho, A.; Assumpção Costa Ferreira, D.; Palácios Noguera, S. (2005). Sistemas de Informação Geográfica como ferramenta para o diagnóstico e gestão de macrobacias no arco do desmatamento na Amazônia. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE*, p. 2405-2412.
- Vazzoler, A.E.A. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleosteo: teoria e pratica*. Maringa, EDUEM/SBI/CNPq/Nupélia, 169 p.
- Weitzman, S.H. (1997). Comments on miniature freshwater fishes. *Tropical Fish Hobbyist*, Neptune City, 45 (5): 136-154.
- Winemiller, K.O. 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Env. Biol. Fish* 26: 177-199.
- Winemiller, K.O. and D.C. Taphorn. 1989. La evolución de las estrategias de la vida en los peces de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania* 6:77-122.
- Winemiller, K.O. and K.A. Rose. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:2196-2218
- Yanez-Arancibia, A. and J. W. Day, Jr. 1982. Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Southern Gulf of Mexico. *Oceanologica Acta Suppl.* 4:417-430.
- Yáñez-Arancibia, A., D. Pauly. 1986. IOC-FAO Workshop on Recruitment in Tropical Coastal Demersal Communities. Workshop Report No. 44, Paris, 323 pp.

CHAPITRE III

INFLUENCE DES FACTEURS ÉCOLOGIQUES ET DES CARACTÉRISTIQUES DES BASSINS VERSANTS SUR LES NIVEAUX DE HG DANS LES POISSONS AMAZONIENS

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Paquet, S

Chapitre à soumettre pour publication dans sa version anglaise à *The Science of the Total Environment*

Résumé

La contamination au Hg des communautés riveraines et des divers compartiments environnementaux constitue un enjeu qui peut être directement lié à l'occupation du territoire amazonien. L'objectif de la présente étude était d'identifier les caractéristiques des milieux aquatiques qui sont associés à des concentrations élevées de Hg dans l'ichtyofaune. Nous avons spécifiquement cherché à connaître l'influence des variables reliées à la bio-écologie des poissons, aux types de milieux aquatiques, à l'activité de pêche réalisée par les riverains locaux et à l'utilisation des bassins versants sur les niveaux de contamination de l'ichtyofaune. Pour ce faire, nous avons échantillonné 6 milieux lors de deux périodes du cycle hydrologique, soit la décrue et l'étiage. Nous avons concentré nos travaux sur dix espèces dominantes de poissons, représentant 4 niveaux trophiques et couramment consommées par les populations locales. Les milieux étudiés, soit à faciès lentiques ou lotiques, sont exploités tout au long de l'année par les communautés riveraines locales. Indépendamment des saisons et des milieux, la tendance de la contamination au Hg des poissons a été la suivante : piscivores > omnivores > herbivores > détritivores. Les teneurs moyennes en Hg des espèces prédatrices ont souvent dépassé la limite de 500 ng/g poids frais dans tous les milieux aquatiques à l'étude. Les niveaux moyens de Hg des espèces clés étaient significativement plus élevés pendant l'étiage et dans les milieux lotiques par rapport à la décrue et dans les milieux lentiques. Les données inédites mises en évidence dans cette étude ont permis de démontrer que des modèles simples, basées sur l'utilisation des bassins versants et sur les variables faciles à obtenir telles que les taux et/ou les teneurs en Hg de la matière particulaire en suspension, le nombre d'habitants, le type d'habitat et le cycle hydrologique permettent de très bien prédire les teneurs en Hg des poissons. Nos données cartographiques montrent clairement que le milieu caractérisé par les plus importantes surfaces recouvertes par la végétation aquatique (6 % du bassin versant) et par la plus faible surface sous couvert forestier (62 % du bassin versant) correspond aux plus fortes concentrations de Hg dans les poissons. Au contraire, le milieu dont 94 % de son bassin versant sous couvert forestier et dont seulement 1 % de son bassin versant est recouvert par la végétation aquatique est associé aux plus faibles niveaux de contamination au Hg des poissons. Ces résultats suggèrent que les caractéristiques du paysage jouent un rôle clé dans le niveau de contamination au Hg de l'ichtyofaune locale. **Mots-clé** : Amazonie, Hg, poisson, caractéristiques du paysage.

1. Introduction

Nous savons aujourd'hui que les niveaux de mercure (Hg) présent dans le tissu musculaire des poissons peuvent varier d'un milieu aquatique à l'autre. Ces fluctuations sont le résultat de multiples facteurs d'ordre biotiques et abiotiques qui interagissent entre eux de manière complexe pouvant être propres à chacun des milieux. La plupart de nos connaissances visant à identifier les variables influençant les niveaux de Hg dans l'ichtyofaune proviennent principalement des travaux réalisés à l'extérieur des zones tropicales. Plusieurs recherches menées à ce jour ont en effet tenté de trouver les facteurs clés qui permettraient de prédire les concentrations de Hg dans les poissons pour un plan d'eau en particulier, ont été réalisées auparavant. Cependant, les efforts accomplis jusqu'à maintenant dans le but d'intégrer les différents facteurs connus ne permettent pas de prédire les concentrations de Hg dans la chair ou de déterminer les « points chauds » (hots spots) de manière efficace particulièrement sur un grand territoire (EPRI 2003; Roué Le Gall, 2005). En fait, les études qui ont tenté d'expliquer ces fluctuations se sont principalement concentrées sur les facteurs physico-chimiques ou environnementaux (Bodaly et al. 1993; Cope et al. 1990; Driscoll et al. 1994; Evans et al. 2005; Wiener et al., 2003).

En contexte amazonien, Belger et Forsberg (2006) ont étudié l'influence de plusieurs variables comme le pH, le carbone organique dissous (COD), les tailles des poissons et la présence de sites potentiels de méthylation sur les niveaux de Hg chez des espèces carnivores (*Cichla* sp et *Hoplias malabaricus*) du rio Negro. Ces auteurs ont observé que chez *H. malabaricus* les niveaux de Hg augmentaient avec la taille des poissons et le COD et que chez *Cichla* sp les niveaux de Hg seulement augmentaient avec l'accroissement des surfaces soumises à des inondations saisonnières. D'autre part, Bastos et al. (2007) ont récemment relié la bioaccumulation du Hg chez les poissons prédateurs et non-prédateurs du rio Madeira aux adaptations alimentaires des espèces étudiées survenues suite aux modifications saisonnières dans les écosystèmes aquatiques. Cette information est conforme aux résultats précédents obtenus par Dorea et al. (2006) chez l'ichtyofaune du rio Negro. Par ailleurs, Sampaio da Silva et al. (2005), par l'entremise d'une étude réalisée à l'aide des

isotopes stables de C et de N, avaient déjà tiré ces mêmes conclusions chez l'ichtyofaune provenant de 3 différents milieux aquatiques différents situés dans le bassin du rio Tapajós.

Le niveau trophique a en effet une importance capitale parmi les facteurs écologiques contrôlant les teneurs en Hg dans les différentes espèces de poissons. Selon Cabana et al. (1994), le niveau trophique et le poids moyen expliqueraient une grande partie de la variation des teneurs en Hg des poissons. Pour la détermination des niveaux trophiques des organismes aquatiques, l'utilisation de l'approche isotopique (rapports $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) est souvent utilisée. Cette approche permet une mesure d'assimilation de la nourriture ingérée en prenant compte du renouvellement tissulaire (Kling et al, 1992), ainsi que du degré d'omnivorie des organismes (Vander Zanden et al, 1997). Des corrélations entre les rapports $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, la longueur et la teneur en Hg chez quelques espèces du Tapajós ont déjà été identifiées par Sampaio da Silva et al (2005). Ces corrélations indiquent que ces espèces changent leurs habitudes alimentaires et conséquemment leurs niveaux trophiques au fur et à mesure qu'elles croissent. Cependant, cette information peut être très variable car les signatures isotopiques des poissons de taille ou d'âge similaires peut varier d'un milieu à l'autre à cause des différences à la base des chaînes trophiques (Peterson et Fry, 1987) et/ou les poissons peuvent changer de régime alimentaire (Sampaio da Silva et al., 2005). Dominique et al. (2007) dans une recherche visant à comprendre la bioamplification du MeHg au sein des réseaux trophiques du continuum du fleuve Sinamary en Guyane Française, ont récemment mis en évidence plusieurs chaînes trophiques possibles, chacune basée sur un des différents producteurs primaires locaux, à-savoir : biofilms/périphyton, macrophytes et végétaux terrestres rivulaires. À partir d'un travail d'échantillonnage exhaustif, de caractérisations taxonomiques et de définitions des relations proies/prédateurs grâce à une analyse des compositions isotopiques dans les principaux organismes végétaux et animaux, les auteurs ont retracé les liens alimentaires unissant l'ensemble des maillons présents dans le fleuve à l'étude. Les auteurs ont également révélé que les biofilms, situés à la base de la chaîne trophique, étaient non seulement capables d'accumuler des quantités élevées de Hg, représentant ainsi le point d'entrée de ce métal dans les réseaux trophiques, mais étaient aussi un important site de production de MeHg via ses bactéries constitutives.

On a déjà été démontré que plusieurs caractéristiques des bassins versant, telles l'utilisation des terres, les couvertures végétales et les types de sol peuvent exercer une forte influence sur la production et l'exportation du Hg et spécialement du MeHg vers ces bassins (St-Louis et al., 1994; Hurley et al., 1995; Babiarz et al., 1998; 2001). Ces caractéristiques peuvent influencer alternativement la spéciation, la partition et la disponibilité biologique du Hg dans l'eau (Hurley et al., 1995 ; Hurley et al., 1998)

Au cours des dernières décennies, les activités anthropiques ont entraîné des impacts non négligeables sur la dynamique des communautés biologiques et sur la structure physique et chimique des écosystèmes de l'Amazonie (Salati, 1983; Silveira, 1993;), la perte d'habitats et de la biodiversité aquatique (Schubart, 1993). La petite agriculture, menant souvent à la prépondérance de pâturages, est actuellement la principale cause du déboisement dans la région à l'étude. À notre connaissance, aucune information permettant de relier la santé des écosystèmes aquatiques aux activités humaines présentes dans la zone d'étude n'a encore été publiée. Par contre, Krusche et al. (2005) ont démontré dans une étude récente que des changements dans la structure et le fonctionnement des milieux aquatiques situés dans le bassin Ji-Paraná (Rondônia) sont observables à une micro et meso-échelle. Selon ces auteurs, ceci peut être attribué aux changements significatifs dans la concentration des nutriments dans les milieux aquatiques en raison de la substitution de la forêt par des pâturages.

Le bassin versant du Tapajós est marqué par un processus historique d'occupation désordonné et par une hétérogénéité humaine et environnementale qui sont probablement à l'origine de la diversité dans l'utilisation locale des écosystèmes (terrestres et aquatiques) et des ressources naturelles. Dans cette région, le poisson représente un élément important de concentration de Hg et également la principale voie d'exposition humaine à ce contaminant (Lebel et al., 1997; Passos et al., 2007). Ce travail vise donc à contribuer à l'identification des caractéristiques environnementales et à comprendre l'impact des diverses activités humaines locales sur la contamination au Hg des ressources halieutiques.

Lors des pêches effectuées dans les milieux aquatiques faisant objet d'étude de ce chapitre, des spécimens représentant 5 ordres, 21 familles et 96 espèces de poissons ont été

répertoriées dans le cadre du chapitre 2 de cette thèse. Ces pêches ont permis l'identification des espèces dominantes dans les milieux aquatiques à faciès lentique et lotique à l'étude. De cette compilation et de l'intégration de ces données avec celles présentées dans le chapitre 1, il ressort que les espèces dominantes sont également celles dites les plus pêchées et consommées par les riverains sur place. Nous avons, dans le présent travail, cartographié la contamination au Hg de 10 espèces dominantes de poissons provenant de différents écosystèmes aquatiques existants dans le bassin du Rio Tapajós. De plus, nous avons également cherché à expliquer les) variations spatio-temporelles des teneurs en Hg chez ces poissons à travers l'analyse de l'influence des caractéristiques écologiques des poissons et des milieux, du nombre d'habitants et des captures effectuées par les pêcheurs locaux et de l'utilisation des terres et les couvertures végétales présentes dans les bassins versants des sites d'échantillonnages.

2. Matériel et méthodes

2.1. Échantillonnage

Les poissons ont été capturés à l'aide de filets maillant dans 6 milieux aquatiques situés dans le bassin du rio Tapajós (Tableau 1 et Figure 1). Les milieux lotiques sont localement appelés : Itapacurazinho (ITA), Paraná (PAR) et Cupari (CUP) et les milieux lentiques : Jacaré (JAC); Restinga (RES) et Capituã (CAP). Les détails des pêches et des engins utilisés ont été décrits dans le chapitre 2 de cette thèse. Les échantillons proviennent des pêches réalisées lors de deux périodes distinctes de l'année (début de la décrue/2003 et étiage/2004).

Afin d'atteindre les objectifs de ce chapitre, nous avons ciblé 10 espèces clés. Les espèces de poissons choisies ont été les suivantes : *Curimata inornata*, *Geophagus proximus*, *Schizodon vitattum*, *Leporinus fasciatus*, *Anastomoides laticepst*, *Hemiodus unimaculatus*, *Caenotropus labyrinthicus*, *Hoplias malabaricus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Acestrorhynchus falcistrostris* (Annexe 3). Ces espèces sont dominantes dans l'ensemble du bassin du Tapajós, sont très consommées par les populations riveraines et occupent différents niveaux trophiques. La manipulation des spécimens a été faite de la façon suivante: identification de l'espèce, mesure de la longueur totale (cm) et de la masse (g); prélèvement d'une portion de tissu musculaire dorsal exempt de peau et d'arêtes pour les analyses du Hg total et finalement, la congélation des tissus musculaires jusqu'à l'analyse en laboratoire.

Tableau 1- Description des sites d'échantillonnages et des paramètres environnementaux.

Site	Type de milieu	Localisation		Décrué 2003			Étiage 2004		
				Profondeur (m)	MPS (mg/L)	T (°C)	Profondeur (m)	MPS (mg/L)	T (°C)
ITA	Rivière (lotique)	04°16'07,1''S	55°54'36,1''W	7,7	8,7	28,0	4,0	12,1	27,5
PAR	Chenal (lotique)	04°27'29,2''S	56°14'59,8''W	6,0	5,3	n.d.	4,1	3,4	31,0
RES	Baie (lentique)	04°41'07,6''S	55°24'40,5''W	4,0	3,9	31,5	1,25	13,9	31,0
JAC	Lac (lentique)	04°22'16,9''S	56°14'36,7''W	3,5	5,2	30,0	1,25	13,7	n.d.
CUP	Rivière (lotique)	03°49'42,6''S	55°21'21,2''W	5,8	n.d.	28,5	2,6	3,6	28,0
CAP	Lac (lentique)	04°19'55,9''S	56°04'44,3''W	4,7	12,6	n.d.	2,4	5,5	n.d.

n.d = non disponible

La matière particulaire en suspension (MPS) a été récoltée par la méthode de filtration sous vide. Lors de la récolte de la MPS à chaque site, l'eau a été pré-filtrée avec un filtre 64 µm combiné à un filtre de 210 µm installé sur un patalas. Un volume de 5 à 10 litres d'eau a été récolté dans des bidons et transporté jusqu'au laboratoire de terrain. Ensuite, un volume connu d'eau a été filtré sous des filtres GF/F pré-pesés. Pour obtenir une meilleure représentation de la quantité de particules par unité de volume, trois filtres GF/F ont été utilisés à chaque station. À chaque site étudié, nous avons retenu 2 stations, situées dans la partie la plus profonde du cours d'eau, qui ont été échantillonnées pendant 3 jours consécutifs. Après la filtration, les filtres ont été mis dans des pétris et congelés jusqu'au laboratoire d'analyses. Les échantillons d'eau ont été prélevés avec une pompe manuelle péristaltique. Deux bouteilles de 5 litres ont été remplies et gardées dans une glacière avec des sacs réfrigérants jusqu'à l'arrivée au laboratoire de terrain. Les échantillons ont été congelés et transportés au laboratoire d'analyses.

Outre les 1500 mesures de Hg total dans les poissons, la matrice des données analysées, comporte les informations concernant l'occupation des bassins versants obtenues à l'aide des cartes satellites, les taux et les teneurs en Hg dans la MPS, les données écologiques présentées dans le chapitre 2 (indice de dominance, indice de Shannon-Wiener et les classes

de tailles des poissons) et finalement les données des rendements de pêche normalisés présentés dans le chapitre 1.

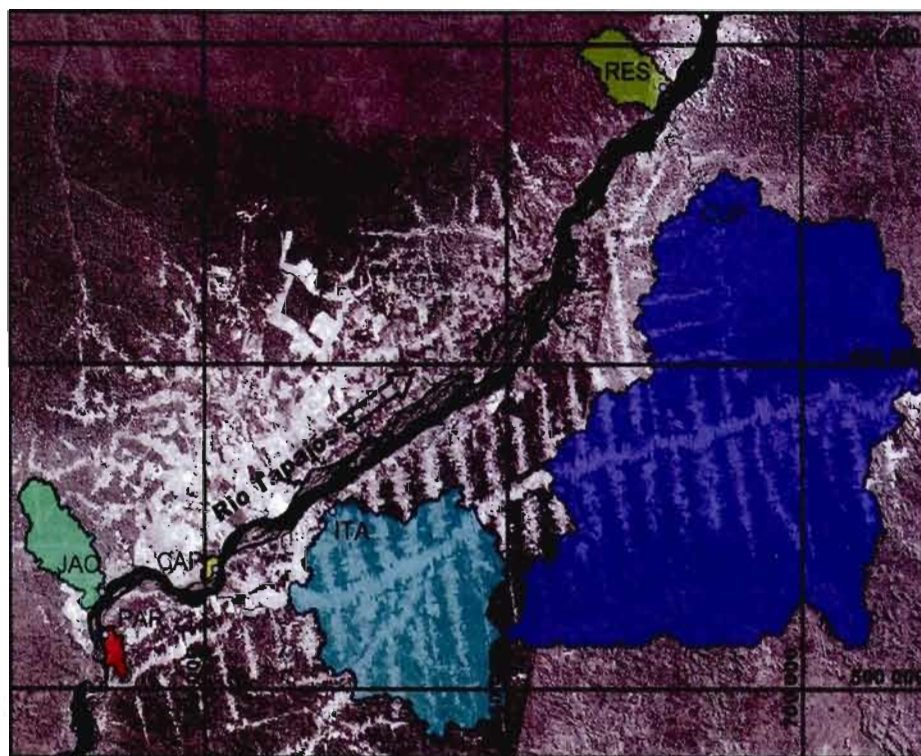


Figure 1. Localisation des 6 sites à l'étude et délimitation de leurs bassins versants.

Le point dans chaque bassin délimité représente l'endroit d'échantillonnage. La flèche indique le sens d'écoulement du rio Tapajós.

2.2. Analyses

Les teneurs en Hg des échantillons ont été mesurées par fluorescence atomique d'après la méthode décrite par Pichet et al. (1999). Ces analyses ont été réalisées dans le laboratoire du GEOTOP de l'Université du Québec à Montréal. La préparation des échantillons a consisté dans un premier temps dans le prélèvement d'un échantillon humide sur chacun des spécimens et ensuite au processus de digestion acide du prélèvement. Le digestat a été alors ramené à un volume final de 30 ml avec de l'eau, puis le Hg a été analysé par fluorescence

atomique. Les résultats sont exprimés en poids humide. Cette méthode possède une limite de détection de 5 ng/g pour 1 mg d'échantillon sec.

L'analyse statistique des données a été exécutée en utilisant le logiciel JMP 5.1. Les analyses géographiques ont été réalisées à l'aide du logiciel GRASS 6.2.1 (Geographic Resources Analysis and Support Systems, GRASS Development Team, ITCC-irst, Trento-Italy, 2006). L'estimation de la surface des bassins versants a été réalisée à l'aide des modèles d'élévation numérique (MED) fournis par la NASA et provenant du programme Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM, www.srtm.csi.cgiar.org). Ces MED recouvrent une surface de 5 X 5 degrés avec une résolution de 90 mètres. Les 4 MED suivants ont été utilisés pour couvrir la région à l'étude : SRTM_25_13; SRTM_26_14_1; SRTM_26_13; SRTM_25_14. Les outils de modélisation géographique de GRASS (6.2.1, `r.watershed`) ont servi pour délimiter les bassins et les sous-bassins à partir de 4 cartes mentionnées. Les cartes satellites Landsat 7 ETM+ ont été obtenues sur le site du Global Land Cover Facility (www.glc.umiacs.umd.edu). Trois séries d'images ont été utilisées avec le code d'image p227r063 (30 juillet 2001), p228r062 (06 août 2001), p228r063 (06 août 2001). Chaque série d'images a une résolution de 30 mètres et est composée de 8 couches. Les 7 couches spectrales (1, 2, 3, 4, 5 et 7) ont été employées dans l'analyse du territoire présentée dans cet article.

Le territoire a été divisé initialement en 10 classes par la méthode de classification MLC (Maximum Likelihood Classification Discriminant Analysis) modifiée par Neteler (1999) et Neteler et Mitasova (2002). Par la suite, nous avons regroupé des classes afin de condenser des compositions du paysage similaires pour un total de 7 classes, soit : surface aquatique libre, surface recouverte de macrophytes, forêt dans les zones mal drainées, forêt dans les zones drainées, territoire agricole (cultures, pâturage, jachère), savane amazonienne (*caatinga* amazonienne) et sol nu (sable, route, bâtiment). Ces classes ont été validées à travers des photos aériennes et par des points de contrôle au sol pendant les activités exécutées sur le terrain. Finalement, les surfaces d'utilisation du territoire ont été reportées pour chacun de bassin versant étudié et les valeurs transformées en pourcentage.

2.3. Analyses statistiques

Les teneurs en Hg dans les poissons ont été préalablement logarithmées (\log_{10}) puisque les conditions de normalité et d'homoscédasticité des données n'étaient pas respectées. Un test-t a été réalisé afin de vérifier l'influence des saisons sur les concentrations de Hg mesurées dans la MPS récoltées dans les milieux étudiés. Les comparaisons des moyennes des teneurs en Hg ont été effectuées par l'analyse de variance (ANOVA), à deux critères de classification (saison et site), afin de tester la différence spatio-temporelle de ces teneurs. Étant donné le faible nombre d'échantillons de *H. malabaricus* et de *L. fasciatus*, nous avons employé une ANOVA à un critère de classification pour tester l'effet site sur les concentrations en Hg chez ces deux espèces. Lors de la comparaison de deux moyennes, on a identifié celle qui était supérieure en utilisant le test « t » de Student et quand il s'agissait de trois moyennes et plus, la méthode de H.S.D. de Tukey a été utilisée (Scherre, 1984). Les variations géographiques de la contamination au Hg de l'ichtyofaune ont ensuite été déterminées grâce à une analyse factorielle de variance. Cette analyse a été réalisée en tenant compte des régimes alimentaires des poissons, des saisons et des sites d'échantillonnage. Des régressions multiples ont été employées afin de vérifier l'influence des variables suivantes considérées de manière isolée : écologiques, anthropiques et celles reliées à la composition du territoire sur les niveaux de Hg des espèces clés représentant 4 groupes trophiques. Ensuite, des régressions multiples ont été utilisées afin de vérifier l'influence concomitante de l'ensemble des variables choisies. Dans le premier groupe de variables, la taille des poissons, la diversité écologique des milieux, le taux de MPS (mg/L), le $Hg_{(MPS)}$ (ppb), les types d'habitats (lentic ou lotique) et les saisons (décrue ou étiage) ont été considérés. Dans le second groupe de variables; le nombre d'habitants et le rendement normalisé des pêches (kg/j) ont été examinés et pour le troisième groupe de variables, les classes d'usage ont été obtenues par l'entremise du système d'information géographique (SIG) détaillé précédemment. L'élimination ou sélection des variables explicatives dans les modèles de régressions linéaires a été réalisée avec la méthode progressive (Scherre, 1984).

3. Résultats

3.1. Caractérisation spatiale des bassins versants et concentrations de Hg dans l'eau et dans la MPS

ITA et JAC ont été les bassins versant exhibant les plus importantes surfaces occupées par les activités anthropiques et conséquemment celles présentant les plus faibles superficies de forêts, tant bien drainées et qu'humides (Tableau 2). On trouvera aussi à l'annexe 2 tous les détails sur les usages répertoriés dans le bassin versant de chacun des sites d'échantillonnage.

Tableau 2- Caractérisation générale de l'anthropisation présente dans les bassins versants étudiés.

Site	Nombre d'habitants	*Anthropisation dans le bassin versant (%)	‡Forêt sur le bassin versant (%)	Eau libre (%)	Végétation aquatique (%)
ITA	122	31	62	1	6
PAR	545	23	71	1	5
RES	281	3	94	2	1
JAC	172	30	68	1	1
CUP	140	14	83	1	2
CAP	0	4	80	12	4

* Outre les usages anthropiques observés sur les bassins versants qui sont représentés par les cultures, les pâturages, les jachères et le sols nu, ce pourcentage inclut également des superficies de zones naturelles relativement ouvertes formées d'herbacées et de caatingas amazoniennes. Ce pourcentage de milieux ouverts naturels est relativement faible comparativement aux utilisations anthropiques, de sorte qu'il n'altère pas les résultats obtenus de manière significative. ‡ Ce pourcentage inclut les forêts intactes résiduelles, tant humides que drainées.

Les concentrations de Hg mesurées dans l'eau des milieux aquatiques ont varié de 0,46 à 1,47 ng/L. Les teneurs en Hg mesurées dans la MPS ont varié de 64 à 200 ng/g et de 199 à 421 ng/g respectivement lors de la décrue et de l'étiage (Tableau 3). La MPS récoltée pendant l'étiage s'est montrée significativement plus contaminée que celle récoltée pendant la décrue ($p = 0,0064$). De plus, lors de la décrue, les teneurs en Hg mesurées dans la MPS récoltée à ITA et à PAR ont été nettement plus élevées que celles mesurées dans les autres sites.

Pendant l'étiage, la teneur moyenne en Hg mesuré dans la MPS de ITA a été la plus élevée tandis que celle mesurée dans la MPS de RES a été la plus faible (Figure 2).

Tableau 3- Teneurs en Hg mesurées dans la MPS et dans l'eau collectée dans les milieux aquatiques étudiés.

Site	Décru	Étiage	Hg total dissous (ng/L)
	MPS Hg (ng/g)	MPS Hg (ng/g)	
ITA	200±72	421±26	1,47±0,22
PAR	191±23	343	0,46±0,05
RES	109±10	199±3	0,71±0,06
JAC	109±21	252±32	0,75±0,04
CUP	n.d†	n.d	1,45±0,12
CAP	64±3	350	n.d

† n.d. = données non déterminées.

3.2. Statistiques descriptives des concentrations de Hg dans la chair des poissons provenant des différents sites d'échantillonnage

Les concentrations de Hg dans les poissons ont varié de 14 à 2330 ng/g et de 9 à 3502 ng/g respectivement pendant la décrue et l'étiage. Les concentrations les plus faibles ont été retrouvées chez les poissons récoltés à RES et les plus élevées chez les poissons récoltés à ITA. L'annexe 3 regroupe les moyennes de Hg chez les 10 espèces clés récoltées dans les 6 différents milieux lors des deux saisons à l'étude.

3.3. Influence du niveau trophique et de la taille des poissons sur les niveaux de Hg

La tendance de la contamination mercuriale des poissons est la suivante : piscivores > omnivores > herbivores > détritivores et ce indistinctement pour les deux saisons échantillonnées. À la période de décrue, les poissons piscivores ont présenté en moyenne 5 fois plus de Hg que les poissons détritivores et à la période d'étiage, ce facteur a été d'environ 8 fois. La taille n'est pas apparue comme une variable absolue influençant les niveaux de contamination au Hg des poissons et son influence semble varier selon les espèces. Seuls *C. inornata*, *C. labyrinthicus* et *H. malabaricus* ont montré une corrélation positive entre les teneurs en Hg et la taille des spécimens. Chez *P. squamosissimus*, une

corrélation positive a également été observée uniquement avec les données logarithmées.
Chez *S. vitatum*, une corrélation négative a été mise en évidence (Annexe 4).

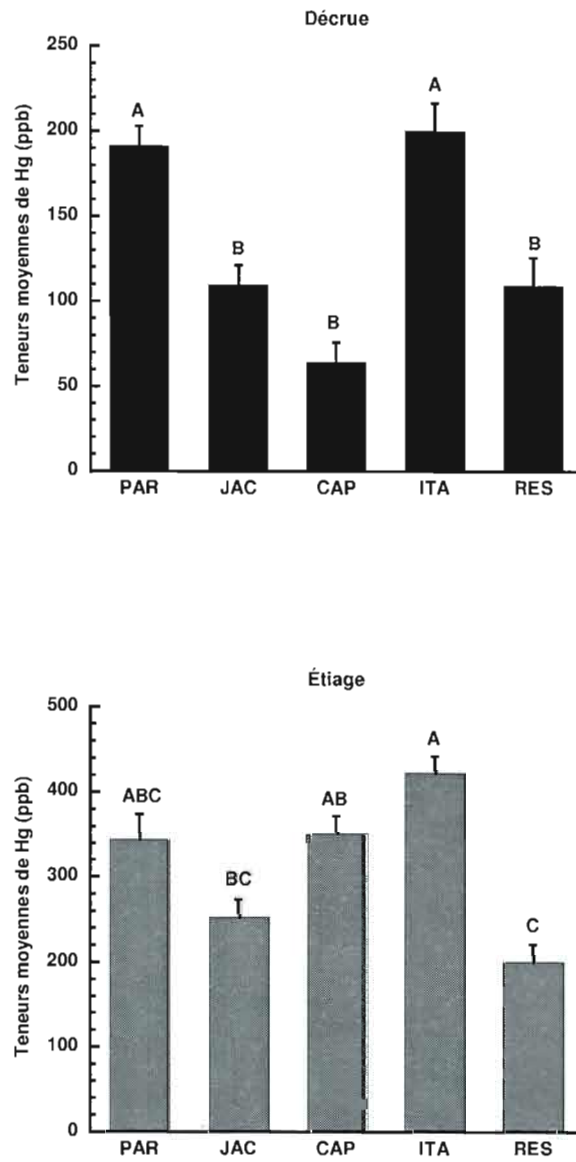


Figure 2- Variation spatiale du Hg présent dans la MPS des différents sites à l'étude lors de la décrue et de l'étiage.

3.4. Influence concomitante des saisons et des sites d'échantillonnages sur les niveaux de Hg des espèces clés (ANOVA)

Lors des deux saisons échantillonnées, l'ensemble des poissons capturés dans les milieux lotiques a présenté des niveaux de Hg plus élevés que l'ensemble des poissons capturés dans les milieux lenticques ($p < 0,0001$). Par contre, une variation de l'influence concomitante des dynamiques saisonnières et des caractéristiques particulières des sites sur les niveaux de Hg a été observée selon les espèces étudiées.

In fine, chez *C. inornata* capturés à JAC, ITA et RES, on a retrouvé des teneurs en Hg plus élevées pendant la décrue comparativement l'étiage ($p = 0,0032$; $n = 159$). De plus, on a observé qu'au cours des deux saisons, les poissons capturés à JAC présentaient des teneurs plus élevées que celles observées chez les poissons capturés à RES ($p < 0,0001$), mais ce niveau de contamination n'était pas différent de celui de ITA. Chez *G. proximus*, l'effet site seulement s'est avéré significatif sur les niveaux de Hg ($p < 0,0001$; $n = 155$). En effet, les poissons capturés à ITA, JAC et CUP ont présenté des niveaux de Hg supérieurs à ceux des poissons capturés à CAP, PAR et RES. Au contraire, chez la deuxième espèce herbivore *S. vitattum* l'effet saison seulement s'est avéré significatif sur les niveaux de Hg ($p = 0,0093$; $n = 38$). Les poissons capturés pendant la décrue à JAC et à PAR, présentaient des teneurs en Hg plus élevées que pendant l'étiage. Nous avons testé l'effet site sur *L. fasciatus* capturés respectivement lors de l'étiage à CUP et à RES et lors de la décrue à PAR et JAC. Cette variable n'a pas eu d'effet significatif sur les niveaux de Hg des poissons. Chez *H. unimaculatus*, seulement une variation reliée à la provenance des poissons a été observée ($p < 0,0001$; $n = 259$). Précisément, les poissons capturés à ITA ont été plus contaminés au Hg que ceux capturés à CUP, PAR, JAC et RES. La même tendance a été vérifiée chez la deuxième espèce omnivore *C. labyrinthicus* ($p < 0,0001$; $n = 162$) où les spécimens capturés à ITA, JAC et CAP ont été plus contaminés au Hg que ceux capturés à RES. Par contre, chez la troisième espèce omnivore, *A. laticeps*, l'effet site et également l'effet saison ont influencé significativement les niveaux de Hg ($p = 0,0008$ et $p < 0,0001$; $n = 56$ respectivement). Plus précisément, les teneurs en Hg les plus élevées ont été observées lors de l'étiage et chez les poissons capturés à ITA comparativement aux poissons capturés à RES. Chez les 3 prédateurs, l'influence des saisons et des sites est également variable selon les espèces des

poissons. Pour *P. squamosissimus*, aucune variation significative reliée à la saison ou au site de capture n'a été observée chez les poissons capturés à CUP, JAC, PAR et RES (saison : $p = 0,3418$ et site : $p = 0,6542$; $n = 184$). Chez *A. falcistrostris* capturés à ITA et JAC, seulement l'effet saison s'est avéré significatif ($p = 0,0007$; $n = 54$) et les poissons capturés pendant l'étiage étaient plus contaminés au Hg que ceux capturés à la décrue. Toutefois, chez *H. malabariscus* capturé à ITA, JAC, CAP, RES et PAR seulement l'effet site a démontré un effet significatif sur les niveaux de Hg ($p < 0,0001$; $n = 60$). En effet, lors de la décrue, les poissons provenant des 3 premiers sites ont été plus contaminés au Hg que les poissons provenant des 2 derniers sites.

Finalement, si l'on regroupe de manière indépendantes les 3 facteurs analysés antérieurement, c'est-à-dire le régime alimentaire des poissons, les saisons et les sites, une variation statistiquement significative entre les niveaux de contamination de l'ichtyofaune aux différents sites d'échantillonnage a été mise en évidence (Figure 3).

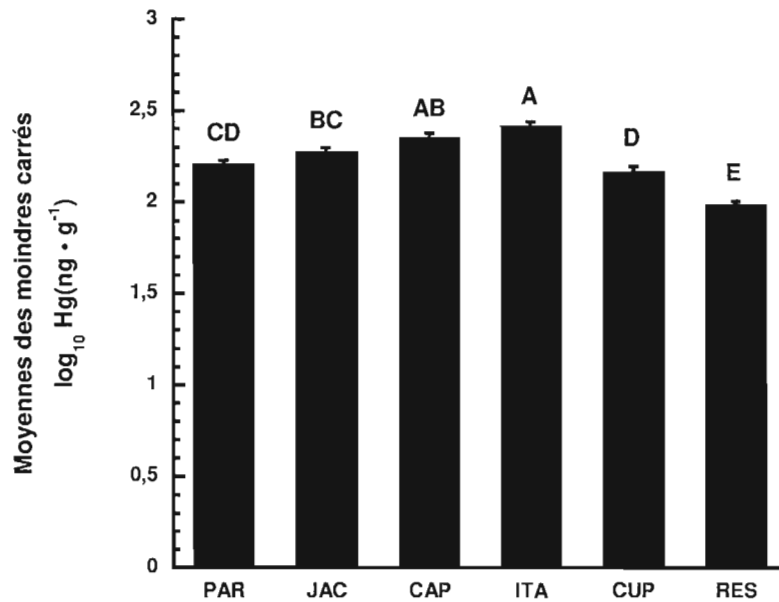


Figure 3- Variation géographique des niveaux de Hg chez 10 espèces clés de poisson capturées dans 6 milieux aquatiques du bassin du rio Tapajós.

Analyse factorielle de variance prenant en compte les régimes alimentaires des poissons, les saisons et les sites d'échantillonnages.

3.5. Les modèles de régressions multiples

3.5.1. Influence de l'anthropisation dans les bassins versants sur les niveaux de Hg des poissons

L'influence et l'importance des utilisations répertoriées sur les bassins versants sur les concentrations de Hg des poissons ont été identifiés à travers des analyses de régressions multiples. Les premières analyses ont mis en évidence que toutes les 7 classes qui caractérisent spatialement les bassins versants, déterminées au préalable, ont toutes eu un impact sur les teneurs en Hg chez les poissons omnivores et piscivores. En effet, certaines de

ces classes auront une influence positive, et d'autres négative sur les teneurs en Hg de ces poissons. Chez les deux autres groupes trophiques (détritivores et herbivores) seulement le pourcentage du territoire en forêt drainée et le pourcentage du territoire en eau libre ont influencé significativement les niveaux de Hg observés chez ces poissons.

Chez les détritivores, les 4 modèles mis en lumière à travers les régressions multiples expliquent plus de 40% de la variabilité dans les niveaux de Hg mesurés dans le tissu de ces poissons. Chez les herbivores, les omnivores et les piscivores, les modèles retrouvés à l'aide des régressions multiples expliquent seulement entre 16 à 19% des fluctuations dans les teneurs en Hg observées chez ces poissons. Les détails de ces analyses figurent à l'annexe 5.

Les surfaces en sol nu ont contribué positivement à l'accumulation de Hg chez les 4 groupes trophiques à l'étude. Les surfaces agricoles ont également contribué à l'augmentation des niveaux de Hg chez les poissons détritivores et herbivores tandis qu'une contribution dans le sens inverse a été mise en évidence chez les poissons omnivores et piscivores. La végétation aquatique est apparue reliée à une augmentation des teneurs en Hg chez les herbivores et les omnivores. Cependant, une situation contraire a été observée chez les détritivores et les piscivores. Les forêts humides et drainées ainsi que le pourcentage du territoire concernant les savanes ont contribué à une augmentation des concentrations Hg dans les tissus des poissons herbivores et piscivores. Chez les poissons détritivores et omnivores, les surfaces en forêts humides ont cependant contribué négativement à l'accumulation du Hg. De plus, chez les omnivores, le pourcentage du territoire concernant les forêts drainées est apparu relié à une augmentation des niveaux de Hg dans les poissons tandis que chez les détritivores, cette variable n'a aucune influence significative.

3.5.2. Influence des variables écologiques et anthropiques sur les niveaux de Hg des poissons

L'influence et l'importance des 8 variables bio-écologiques et anthropiques préétablies (la taille des poissons; la diversité écologique des milieux; le taux et le Hg dans la MPS; les types d'habitats (lentique ou lotique) et les saisons (décrue ou étiage)) varie selon les groupes trophiques. Ces 8 variables ont certes présenté une influence, tantôt positive tantôt négative, sur les teneurs en Hg chez des poissons détritivores. Chez les poissons omnivores et

piscivores, toutes les variables ont influencé significativement négativement ou positivement les niveaux de Hg observés chez les poissons, à l'exception du rendement des pêches chez le premier groupe et la taille des spécimens chez le deuxième groupe. Chez les poissons herbivores, seul le type d'habitat (teneurs en Hg plus élevées chez les poissons capturés dans les milieux à faciès lotiques par rapport à ceux capturés dans les milieux à faciès lentiques), la diversité spécifique des milieux (-), le taux de MPS (+) et le nombre d'habitants (-) ont influencé significativement les niveaux de Hg observés dans les tissus de ces poissons.

Les modèles, mis en évidence à travers les régressions multiples, ont été composés par un maximum de 6 variables et ont expliqué entre 18 à 57% de la variabilité observée dans les teneurs en Hg mesurées dans ces 4 groupes de poissons. Les détails des analyses sont présentés à l'annexe 6.

Plus précisément, le taux de MPS a influencé négativement l'accumulation de Hg chez les poissons détritivores et omnivores et positivement chez les poissons herbivores et piscivores. De plus, le Hg dans la MPS a influencé négativement les concentrations de Hg dans les tissus des poissons détritivores, omnivores et piscivores. Le rendement des pêches n'a pas été un facteur de grande influence sur les niveaux de Hg des poissons. Seule une influence positive a été observée chez les poissons détritivores et une influence négative a cependant été mise en lumière chez les poissons piscivores. La diversité des milieux a également contribué tantôt positivement (détritivores et des omnivores), tantôt négativement (herbivores et des piscivores) à l'accumulation de Hg dans les poissons. Le nombre d'habitants a contribué négativement aux niveaux de Hg observés chez les 4 groupes trophiques étudiés.

3.5.3. Les modèles de régressions multiples faisant intervenir toutes les variables

Le tableau 4 présente les détails des analyses de régressions multiples ainsi que les équations de prédictions mises en évidence pour les 4 groupes trophiques à l'étude. Pour l'espèce détritivore, 12 variables ont significativement influencé soit positivement, soit négativement les niveaux de Hg observés dans les poissons. In fine, 8 modèles significatifs expliquant plus de 50% de la variabilité des teneurs en Hg ont été observés. Ces modèles ont été composés par un maximum de 4 variables. Chez les herbivores, seulement 8 variables ont influencé

significativement (+ ou -) l'accumulation de Hg et 4 modèles significatifs composés par un maximum de 4 variables ont été vérifiés. Ces modèles ont expliqué entre 22 à 24% de la variabilité des niveaux de Hg dans ce groupe de poissons. Chez les omnivores, 13 variables ont influencé significativement (+ ou -) l'accumulation de Hg dans le tissu des poissons. Quatre modèles composés par 4 à 6 variables ont été mis en évidence. Ces modèles expliquent jusqu'à 31% de la variabilité des teneurs en Hg. Chez les piscivores, 4 modèles significatifs composés par un maximum de 4 variables ont expliqué plus de 20% de la variabilité des niveaux de Hg dans les poissons (Tableau 4).

Les concentrations de Hg mesurées dans les espèces dominantes ont été linéairement reliées à une ou plusieurs des variables indépendantes à l'étude. Nos données suggèrent également que l'ensemble des variables choisies n'influence pas significativement de la même manière les niveaux de Hg observés dans le tissu des espèces étudiées. C'est le cas plus particulièrement des variables suivantes : le nombre d'habitants vivant dans les bassins versants, la diversité ichthyologique des milieux, le taux en MPS, le Hg dans la MPS et le % en eau libre du bassin. De plus, dans l'analyse par espèce, il ressort que les niveaux de Hg des poissons sont indépendants de la taille des spécimens et du rendement des pêches.

Au niveau des espèces clés, il ressort clairement dans cette dernière analyse que les caractéristiques spatiales des bassins versants ont un effet significatif sur les teneurs en Hg des poissons (Tableau 4). On vient de voir par exemple que plus les surfaces agricoles et les surfaces en sol nu sont importantes dans le bassin versant, plus les concentrations de Hg seront élevées dans le tissu des poissons. In fine, la première variable a été reliée positivement avec l'augmentation des teneurs en Hg chez *H. unimaculatus*, *P. squamosissimus*, *H. malabaricus*, *L. fasciatus*, *C. inornata*, et *A. falcistrotris*. La deuxième a influencé positivement l'accumulation du Hg chez les trois dernières espèces clés et également chez *C. labyrinthicus* et *G. proximus*. Plus les pourcentages du territoire recouvert par des savanes étaient importants dans le bassin versants, plus les niveaux de Hg chez *H. unimaculatus*, *A. laticeps*, *L. fasciatus*, *S. vitattum*, *H. malabaricus*, *A. falcistrotris*, *G. proximus* et *P. squamosissimus* étaient élevés. Une corrélation dans le même sens a été

vérifiée entre les pourcentages du territoire recouvert de forêts drainées et les teneurs en Hg de *H. unimaculatus*, *A. laticeps*, *L. fasciatus*, *S. vittatum*, *H. malabaricus* et *A. falcistrotris*,

Nos données révèlent que les surfaces recouvertes par des végétations aquatiques influencent positivement l'accumulation du Hg chez la plupart des espèces clés (*H. unimaculatus*, *C. labyrinthicus*, *A. laticeps*, *S. vittatum*, *G. proximus*, *L. fasciatus*, *H. malabaricus* et *A. falcistrotris*). Cependant, cette variable explicative a été corrélée négativement avec les niveaux de Hg mesurés dans *P. squamosissimus*. Le pourcentage en eau a également influencé positivement l'accumulation du Hg, chez *L. fasciatus*, *S. vittatum*, *A. falcistrotris* et *G. proximus* et négativement, chez *C. inornata* et *P. squamosissimus*.

Il ressort en effet de nos données que l'influence des variables bio-écologiques et anthropiques à l'étude varie selon les espèces de poissons. Plus précisément, le nombre d'habitants a influencé négativement les niveaux de Hg mesurés chez *L. fasciatus*, *H. malabaricus* et *A. falcistrotris* et positivement chez *P. squamosissimus* et *A. laticeps*. Plus la diversité spécifique des milieux était importante, plus les teneurs en Hg étaient élevées chez *H. unimaculatus*, *P. squamosissimus* et *A. falcistrotris*. La situation inverse a été vérifiée chez *C. labyrinthicus* et *C. inornata*. Le taux en MPS a influencé positivement les niveaux de Hg mesurés chez *L. fasciatus*, *S. vittatum*, *H. malabaricus*, *A. falcistrotris* et *G. proximus* et négativement chez *A. laticeps* et *C. inornata*. Les concentrations de Hg mesurées dans la MPS n'ont pas présenté d'influence significative sur les niveaux de Hg observés chez toutes les espèces à l'étude. Quand cette influence s'est montrée significative, elle pouvait également varier selon les espèces. Enfin, une corrélation positive avec l'augmentation des teneurs en Hg dans le tissu des poissons a été observée chez *C. labyrinthicus* et *C. inornata* tandis qu'une corrélation négative a été observée chez *H. unimaculatus*, *A. laticeps* et *P. squamosissimus*.

Tableau 4- Les modèles de régressions multiples faisant intervenir toutes les variables.

L'influence concomitante de l'utilisation des bassins versants[§] et des facteurs bio-écologiques^{§§} (variables indépendantes) sur les niveaux de Hg chez quatre groupes de poissons (détritivore, herbivore, omnivore et piscivore) du bassin du Tapajós en Amazonie brésilienne.

Modèle	Variabiles indépendantes	R ² ajusté	R ²	SSE	F	p	N
DÉTRITIVORE (<i>C. inornata</i>)							
1	territoire agricole (R ² =0,42), H' (BPUE) (R ² =0,08) et Hg(MPS) (R ² =0,04) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,030(territoire agricole) - 1,540(H' (BPUE)) + 0,002(Hg(MPS)) + 7,71	0,53	0,54	10,2	67,7	<0,0001	176
2	eau (R ² =0,31), forêt humide (R ² =0,15) et H' (BPUE) (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,136(eau) - 0,008(forêt humide) - 0,370(H' (BPUE)) + 4,00	0,53	0,54	10,3	65,3	<0,0001	186
3	eau (R ² =0,31), territoire agricole (R ² =0,15) et saison (R ² =0,07) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,210(eau) + 0,018(territoire agricole) - 0,103(saison) + 1,95	0,53	0,54	10,3	63,3	<0,0001	186
4	sol nu (R ² =0,39), forêt humide (R ² =0,07) et taux MPS (R ² =0,07) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,125(sol nu) - 0,005(forêt humide) - 0,024(taux MPS) + 2,08	0,53	0,53	10,4	65,4	<0,0001	176
5	forêt drainée (R ² =0,18), végétation aquatique (R ² =0,26), taux MPS (R ² =0,04) et habitants (R ² =0,05) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,020(forêt drainée) + 0,101(végétation aquatique) - 0,024(taux MPS) - 0,0008 (habitants) + 1,35	0,52	0,53	10,4	48,8	<0,0001	176
6	forêt drainée (R ² =0,18), végétation aquatique (R ² =0,26) et Hg(MPS) (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,020(forêt drainée) - 0,102(végétation aquatique) - 0,0005(Hg(MPS)) + 1,13	0,52	0,53	10,5	69,9	<0,0001	176
7	sol nu (R ² =0,39), forêt humide (R ² =0,07) et Hg(MPS) (R ² =0,06) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,092(sol nu) - 0,005(forêt humide) - 0,0005(Hg(MPS)) + 2,10	0,51	0,52	10,6	62,3	<0,0001	176
8	forêt humide (R ² =0,42), H' (BPUE) (R ² =0,08) et rendement (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,013(forêt humide) - 0,260(H' (BPUE)) - 0,013 + 3,64	0,51	0,52	10,7	57,9	<0,0001	186
HERBIVORE (<i>Schizodon vittatum</i>, <i>Leporinus fasciatus</i> et <i>Geophagus proximus</i>)							
1	savane amazonienne (R ² =0,18), rendement (R ² =0,04), habitants (R ² =0,02) et territoire agricole (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg poisson) = 0,019(savane amazonienne) - 0,020(rendement) - 0,0003(habitants) + 0,010 + 2,08	0,24	0,25	15,6	20,3	<0,0001	306

2	forêt humide ($R^2=0,10$), habitat ($R^2=0,07$) et habitants ($R^2=0,08$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = -0,003(\text{forêt humide}) - 0,143(\text{habitat}) - 0,0006(\text{habitants}) + 2,39$	0,24	0,25	15,8	19,4	<0,0001	306
3	végétation aquatique ($R^2=0,18$) et sol nu ($R^2=0,06$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = -0,041(\text{végétation aquatique}) + 0,0004(\text{sol nu}) + 1,92$	0,22	0,23	15,4	35,5	<0,0001	306
OMNIVORE (<i>C. labyrinthicus</i>, <i>A. laticeps</i> et <i>H. unimaculatus</i>)							
1	sol nu ($R^2=0,11$), eau ($R^2=0,09$), $\text{HG}_{(\text{MPS})}$ ($R^2=0,04$), taux MPS ($R^2=0,06$), saison ($R^2=0,009$) et $\text{H}'_{(\text{BPUE})}$ ($R^2=0,01$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = 0,29(\text{sol nu}) + 0,095(\text{eau}) + 0,001(\text{HG}_{(\text{MPS})}) - 0,81(\text{taux MPS}) + 0,154(\text{saison}) + 0,675(\text{H}'_{(\text{BPUE})}) - 1,37$	0,31	0,32	49,6	36,3	<0,0001	469
2	forêt humide ($R^2=0,11$), rendement ($R^2=0,06$), $\text{H}'_{(\text{BPUE})}$ ($R^2=0,11$), habitants ($R^2=0,03$) et savane amazonienne ($R^2=0,007$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = -0,014(\text{forêt humide}) - 0,043(\text{rendement}) + 0,572(\text{H}'_{(\text{BPUE})}) - 0,0004(\text{habitants}) + 0,007(\text{savane}) + 0,47$	0,31	0,32	49,8	32,5	<0,0001	542
3	forêt humide ($R^2=0,11$), taux MPS ($R^2=0,02$), $\text{H}'_{(\text{BPUE})}$ ($R^2=0,002$) et rendement ($R^2=0,16$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = -0,016(\text{forêt humide}) - 0,017(\text{taux MPS}) + 0,380(\text{H}'_{(\text{BPUE})}) - 0,045(\text{rendement}) + 1,15$	0,28	0,29	51,8	47,4	<0,0001	469
4	végétation aquatique ($R^2=0,12$), forêt drainée ($R^2=0,06$), $\text{H}'_{(\text{BPUE})}$ ($R^2=0,05$) et habitants ($R^2=0,02$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = 0,092(\text{végétation aquatique}) + 0,012(\text{forêt drainée}) + 0,317(\text{H}'_{(\text{BPUE})}) - 0,00003(\text{habitants}) + 0,06$	0,25	0,26	54,2	31,4	<0,0001	542
PISCIVORE (<i>A. falcirostris</i>, <i>P. squamosissimus</i> et <i>H. malabaricus</i>)							
1	végétation aquatique ($R^2=0,10$), taux MPS ($R^2=0,08$) et $\text{HG}_{(\text{MPS})}$ ($R^2=0,04$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = 0,045(\text{végétation aquatique}) + 0,037(\text{taux MPS}) - 0,0005(\text{HG}_{(\text{MPS})}) + 2,49$	0,22	0,22	22,2	31,6	<0,0001	381
2	savane amazonienne ($R^2=0,11$), eau ($R^2=0,05$) et taux MPS ($R^2=0,05$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = 0,030(\text{savane amazonienne}) + 0,025(\text{eau}) + 0,016(\text{taux MPS}) + 2,39$	0,21	0,22	22,3	33,9	<0,0001	381
3	sol nu ($R^2=0,11$), eau ($R^2=0,05$), taux MPS ($R^2=0,03$) et habitat ($R^2=0,03$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = 0,086(\text{sol nu}) + 0,029(\text{eau}) + 0,019(\text{taux MPS}) - 0,063(\text{habitat}) + 2,40$	0,21	0,22	22,3	25	<0,0001	381
4	végétation aquatique ($R^2=0,10$), sol nu ($R^2=0,04$), taux MPS ($R^2=0,05$) et habitants ($R^2=0,02$) $\log_{10}(\text{HG}_{\text{POISSON}}) = 0,037(\text{végétation aquatique}) + 0,033(\text{sol nu}) + 0,013(\text{taux MPS}) - 0,0002(\text{habitants}) + 2,55$	0,21	0,21	22,5	25	<0,0001	381

Tableau 5- Les modèles de régressions multiples faisant intervenir toutes les variables.

L'influence concomitante de l'utilisation du territoire[§] et des facteurs bio-écologiques^{§§} (variables indépendantes) sur les niveaux de Hg chez 10 espèces dominantes du bassin du Tapajós en Amazonie brésilienne.

Modèle Régime*	Variabiles indépendantes	R ² ajusté	R ²	SSE	F	p	N
D <i>Curimata inornata</i>							
1	% en forêt humide (R ² =0,42), H' (BPUE) (R ² =0,08) et % en eau (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,008 (forêt humide) - 0,370 (H' (BPUE)) - 0,136 (% en eau) + 4,00	0,53	0,54	10,3	65,3	<0,0001	186
2	% en territoire agricole (R ² =0,42), H' (BPUE) (R ² =0,08) et Hg(MPS) (R ² =0,04) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,030(% en territoire agricole) - 1,536 (H' (BPUE)) + 0,002(Hg(MPS)) + 7,71	0,53	0,54	10,2	67,7	<0,0001	176
3	% en sol nu (R ² =0,39), taux MPS (R ² =0,11) et rendement (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,174 (% en sol nu) - 0,035 (taux MPS) + 0,012 (rendement) + 1,80	0,52	0,53	10,5	64,2	<0,0001	176
H <i>Schizodon vittatum</i>							
1	rendement (R ² =0,09) et taux MPS (R ² =0,06) et % en forêt drainée ((R ² =0,12) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,052 (rendement) + 0,043 (taux MPS) + 0,015 (% en forêt drainée) + 1,60	0,24	0,27	4,3	8,2	<0,0001	70
2	rendement (R ² =0,09), % en eau (R ² =0,01) et % en savane amazonienne (R ² =0,14) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,015 (rendement) + 0,045 (% en eau) + 0,030 (% en savane amazonienne) + 1,98	0,2	0,24	4,5	5,9	0,0012	74
3	% en végétation aquatique (R ² =0,12) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,051(végétation aquatique) + 1,98	0,1	0,11	5,2	7,3	0,0084	74
H <i>Leporinus fasciatus</i>							
1	% en savane amazonienne (R ² =0,15) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,026(% en savane amazonienne) + 1,98	0,14	0,15	3,4	10,4	<0,0001	75
2	% en végétation aquatique (R ² =0,15) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,050(% en végétation aquatique) + 2,01	0,14	0,15	3,4	8,9	<0,0001	75

H		<i>Geophagus proximus</i>					
1	% en sol nu ($R^2=0,27$) et % en eau ($R^2=0,16$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,156(\% \text{ en sol nu}) + 0,030(\% \text{ en eau}) + 1,77$	0,43	0,44	6,2	23,2	<0,0001	157
2	% en végétation aquatique ($R^2=0,27$), % en territoire agricole ($R^2=0,11$) et habitants ($R^2=0,07$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,048(\% \text{ en végétation aquatique}) + 0,016(\% \text{ en territoire agricole}) - 0,0004(\text{habitants}) + 1,89$	0,42	0,43	6,2	32,4	<0,0001	157
3	% en savane amazonienne ($R^2=0,28$), % en forêt humide ($R^2=0,10$) et habitants ($R^2=0,06$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,024(\% \text{ en savane amazonienne}) - 0,004(\% \text{ en forêt humide}) - 0,0005(\text{habitants}) + 2,20$	0,42	0,43	6,2	32,1	<0,0001	157
4	% en savane amazonienne ($R^2=0,28$), % en forêt drainée ($R^2=0,10$), rendement ($R^2=0,03$) et taux MPS ($R^2=0,03$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,037(\% \text{ en savane amazonienne}) + 0,011(\% \text{ en forêt drainée}) - 0,015(\text{rendement}) + 0,015(\text{taux MPS}) + 1,46$	0,42	0,43	6,2	25,2	<0,0001	138
O		<i>Caenotropus labyrinthicus</i>					
1	% en territoire agricole ($R^2=0,37$), $H'_{(\text{BPUE})}$ ($R^2=0,15$) et $\text{Hg}_{(\text{MPS})}$ ($R^2=0,05$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,024(\% \text{ en territoire agricole}) - 1,133(H'_{(\text{BPUE})}) - 1,133(\text{Hg}_{(\text{MPS})}) + 6,48$	0,56	0,57	5,3	56,3	<0,0001	129
2	% en forêt humide ($R^2=0,45$) et % en végétation aquatique ($R^2=0,12$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = -0,010(\% \text{ en forêt humide}) + 0,046(\% \text{ en végétation aquatique}) + 2,531$	0,56	0,57	5,4	90	<0,0001	191
3	% en sol nu ($R^2=0,42$), $H'_{(\text{BPUE})}$ ($R^2=0,09$), % en forêt drainée ($R^2=0,03$) et $\text{Hg}_{(\text{MPS})}$ ($R^2=0,03$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,091(\% \text{ en sol nu}) - 0,792(H'_{(\text{BPUE})}) + 0,008(\% \text{ en forêt drainée}) + 0,0009(\text{Hg}_{(\text{MPS})}) + 4,96$	0,56	0,57	5,4	41,2	<0,0001	129
4	$\text{Hg}_{(\text{MPS})}$ ($R^2=0,40$), % en forêt humide ($R^2=0,10$) et habitat ($R^2=0,06$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = -0,0003(\text{Hg}_{(\text{MPS})}) - 0,008(\% \text{ en forêt humide}) - 0,085(\text{habitat}) + 2,71$	0,55	0,56	5,5	71,3	<0,0001	181
5	% en forêt humide ($R^2=0,45$) et $H'_{(\text{BPUE})}$ ($R^2=0,09$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,007(\% \text{ en forêt humide}) - 0,344(H'_{(\text{BPUE})}) + 4,04$	0,53	0,54	5,7	70	<0,0001	139

O		<i>Anastomoides laticeps</i>						97
1	Hg _(MPS) (R ² =0,13), saison (R ² =0,17), % en savane amazonienne (R ² =0,04) et habitants (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,001(Hg _(MPS)) + 0,323(saison) + 0,017(en savane amazonienne) + 0,0005(habitants) + 2,50	0,35	0,37	5	13,4	<0,0001	95	
2	% en sol nu (R ² =0,08), taux MPS (R ² =0,08) et saison (R ² =0,19) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,110(sol nu) - 0,050(taux MPS) + 0,213(saison) + 2,52	0,34	0,36	5,1	13,8	<0,0001	95	
3	% en végétation aquatique (R ² =0,21) et % en forêt drainée (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,055(% en végétation aquatique) + 0,007(% en forêt drainée) + 1,81	0,27	0,29	5,7	16,3	<0,0001	97	
O		<i>Hemiodus unimaculatus</i>						
1	% en sol nu (R ² =0,27), rendement (R ² =0,03) et % en forêt drainée (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,141(% en sol nu) - 0,021(rendement) + 0,006(% en forêt drainée) + 1,44	0,31	0,32	20,6	29,1	<0,0001	325	
2	habitat (R ² =0,17), habitants (R ² =0,09) et % en forêt humide (R ² =0,04) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = - 0,155(habitat) - 0,0006(habitants) - 0,004(% en forêt humide) + 2,15	0,3	0,3	21	11,8	<0,0001	325	
3	% en savane amazonienne (R ² =0,29) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,035(% en savane amazonienne) + 1,56	0,29	0,29	21,4	103,8	<0,0001	325	
4	% en végétation aquatique (R ² =0,24), H' (BPUÉ) (R ² =0,02) et Hg _(MPS) (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,108(% en végétation aquatique) + 1,244(H' (BPUÉ)) - 0,002(Hg _{(MPS))) - 3,34}	0,26	0,27	21,9	30,5	<0,0001	247	
5	% en végétation aquatique (R ² =0,24) + H' (BPUÉ) (R ² =0,25) + Hg _(MPS) (R ² =0,62) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,108(% en végétation aquatique) + 1,244(H' (BPUÉ)) - 0,002(Hg _{(MPS))) - 3,34}	0,26	0,27	21,9	30,5	<0,0001		

P	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0					
1	% en forêt humide (R ² =0,20), taux MPS (R ² =0,11), rendement (R ² =0,14) et habitat (R ² =0,05) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,016(% en forêt humide) + 0,060(taux MPS) - 0,025 - 0,064(habitat) + 3,05	0,49	0,5	4,9	34,2	<0,0001	140
2	% en végétation aquatique (R ² =0,26), rendement (R ² =0,11), habitants (R ² =0,08) et saison (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,067(% en végétation aquatique) + 0,022(rendement) - 0,0005(habitants) - 0,062(saison) + 2,58	0,47	0,48	5,11	30,8	<0,0001	152
3	% en végétation aquatique (R ² =0,26), rendement (R ² =0,11), habitants (R ² =0,08) et H' _(BPUE) (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,078(% en végétation aquatique) + 0,022(rendement) - 0,0006(habitants) + 0,170(H' _(BPUE)) + 1,85	0,46	0,49	5,2	31,3	<0,0001	152
4	% en territoire agricole (R ² =0,14), habitants (R ² =0,24), saison (R ² =0,04) et habitat (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,015(% en territoire agricole) + 2,864(habitants) - 0,113(saison) - 0,094(habitat) + 2,86	0,48	0,5	5	31,4	<0,0001	152
5	% en savane amazonienne (R ² =0,24), habitants (R ² =0,15), saison (R ² =0,08) et % en forêt drainée (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,030(% en savane amazonienne) - 0,0005(habitants) - 0,112(saison) + 0,005(% en forêt drainée) + 2,53	0,48	0,49	5	31,5	<0,0001	152
6	% en sol nu (R ² =0,26) et % en eau (R ² =0,15) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,127(% en sol nu) + 0,029(% en eau) + 2,570	0,4	0,41	5,8	39,5	<0,0001	152

<i>Hoplias malabaricus</i>							
P							
1	habitants (R ² =0,49), % en savane amazonienne (R ² =0,11) et saison (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,001(habitants) + 0,0196(% en savane amazonienne) - 0,217(saison)	0,61	0,63	2	34,9	<0,0001	64
2	% en sol nu (R ² =0,06), habitants (R ² =0,52) et saison (R ² =0,04) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,072(% en sol nu) - 0,001(habitants) - 0,248(saison) + 2,68	0,61	0,63	2	33,4	<0,0001	64
3	% en végétation aquatique (R ² =0,14), taux MPS (R ² =0,29) et % en forêt drainée (R ² =0,19) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,114(% en végétation aquatique) + 0,065(taux MPS) + 0,014(forêt drainée)	0,6	0,62	2	18,1	<0,0001	60
4	% en végétation aquatique (R ² =0,14), taux MPS (R ² =0,29) et habitants (R ² =0,18) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,055(% en végétation) + 0,025(taux MPS) - 0,0007(habitants) + 2,53	0,6	0,62	2,1	23,7	<0,0001	60
<i>Plagioscion squamosissimus</i>							
P							
1	% en eau (R ² =0,17) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,049(% en eau) + 2,78	0,17	0,17	8,5	20	<0,0001	203
2	% en sol nu (R ² =0,04), Hg _(MPS) (R ² =0,0002), H' (BPUE) (R ² =0,008) et habitants (R ² =0,11) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,070(% en sol nu) - 0,0006(Hg _(MPS)) + 0,482(H' (BPUE)) + 0,0005(habitants)???	0,14	0,15	8,7	7,9	<0,0001	178
3	% en savane amazonienne (R ² =0,06), habitants (R ² =0,03) et % en végétation aquatique (R ² =0,06) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,033(% en savane amazonienne) + 0,0004(habitants) - 0,045(% en végétation aquatique) + 2,50	0,14	0,15	8,8	9,8	<0,0001	203

Variables indépendantes : territoire (Les classes suivantes ont été présentées en % de la surface du bassin versant :^s eau libre, végétation aquatique, forêts humide et drainée, territoire agricole, savane amazonienne et sol nu) et bio-écologie (^{ss} classes de tailles (<20cm; =20cm et >40cm), diversité des milieux (H' (BPUE)), rendement normalisé des pêches (kg/j), habitat (lentique ou lotique), saison (début de la décrue-2003 ou étiage-2004), nombre d'habitants, taux de MPS (mg/L) et Hg_(MPS) (ppb)).

* D = détritivore; H = herbivore; O = omnivore et P = piscivore

4. Discussion

Le paysage de l'Amazonie brésilienne subit présentement de profonds bouleversements et le déboisement actuel n'est pas seulement une conséquence de la croissance démographique. Gillis et Repetto (1988) ont démontré en effet que les modèles d'utilisation des terres et le déboisement associé reflètent la structure démographique des ménages et les impacts des politiques de crédit ainsi que d'autres forces macro-économiques exercées localement. Globalement, les grands pâturages, les activités forestières, l'agriculture familiale et plus récemment l'introduction des plantations de soja à grande échelle menacent le couvert forestier dans cette région du Brésil (Parayil et Tong, 1998; Weinhold, 1999; Margulis, 2004; Fearnside, 2001; Scouart et Lambin, 2006). La contamination au Hg des communautés riveraines et des divers compartiments environnementaux constitue un enjeu qui peut être directement lié à l'occupation du territoire amazonien. En effet, des études antérieures ont suggéré que l'érosion des sols cultivés contribuait au lessivage du Hg présent naturellement dans les sols vers les milieux aquatiques (Roulet et al., 1998; Farella et al., 2001). Récemment, Farella et al. (2006; 2007) ont démontré que les sols sous n'importe quelle culture locale (pâturage, jachère, vergers, bananeraies) étaient caractérisés par un enrichissement en cations et une diminution en Hg par rapport aux contenus mesurés dans les sols sous couvert forestier.

D'après la présente étude, les variations des concentrations de Hg dans la chair des poissons capturés dans les milieux à faciès lentiques et lotiques du bassin du rio Tapajós peuvent être partiellement expliquées par les variables étudiées. En effet, il ressort des régressions multiples, réalisées selon les 4 groupes trophiques des poissons, que plus le nombre d'habitants est élevé, moins contaminés au Hg seront ces poissons. Plus les rendements des pêches des riverains locaux sont importants, moins il y a du Hg également dans les poissons, à l'exception des piscivores. À l'extérieur du contexte amazonien, différentes études aux approches variées rapportent des concentrations de Hg plus faibles chez les poissons à croissance plus rapide (Doyon et al. 1998; Essington et Houser, 2003; Harris et Bodaly, 1998; Olsson, 1976; Rask et al., 1997; Simoneau et al. 2005; Stafford et Haines, 2001; Stafford et al. 2004). Des concentrations de Hg plus faibles sont aussi observées chez les poissons qui

possèdent une meilleure condition soit, un plus fort rapport entre le poids et la taille (Cizdziel et al., 2002; Greenfield et al. 2001; Suns et Hitchin 1990). De plus, les pêches intensives pratiquées dans cinq petits lacs expérimentaux du nord du Québec (en 1997 et 1998) ont été associées à une diminution des concentrations de Hg chez les dorés jaunes (*Sander vitreus*) (Doire et al., 2002; Surette et al., 2006). Les auteurs ont observé une diminution des niveaux de Hg de 33% après les pêches dans deux des lacs récoltés en parallèle à l'augmentation des taux de croissance des poissons. De plus, cette diminution n'a pas pu être expliquée par un changement dans le régime alimentaire des dorés ou dans la structure trophique des milieux ou encore par une réduction des concentrations de méthylmercure (MeHg) dans les proies ou du MeHg en circulation dans le système (Surette et al. 2005).

Plusieurs utilisations observées sur les bassins versants, par exemple la présence de sols nus, de surfaces agricoles, de végétation aquatique et de surface en savane amazonienne ont aussi contribué à l'augmentation des teneurs en Hg des poissons. Il est d'ailleurs admis qu'il existe des corrélations entre les caractéristiques des bassins versants et les niveaux de Hg dans les colonnes d'eau, dans le périphyton et dans les poissons (Rudd, 1995; Hurley et al., 1995; Desrosiers et al., 2006; Sveinsdottir et Mason, 2005). Dans cette optique, il ressort nettement de notre travail que les surfaces sans couvert forestier soient directement associées à des fortes teneurs en Hg chez les poissons tandis que le site présentant la plus importante surface sous couvert forestier (RES) a été celui où les poissons ont présenté les plus faibles niveaux de contamination au Hg (Tableau 2). Des études antérieures ont déjà démontré que le déboisement et les pratiques agricoles qui sont associés à une augmentation des charges de sédiments contribuent positivement à la présence du Hg dans les milieux aquatiques (Maurice-Bourgoin et al., 2000). Dans la région du Tapajós, Roulet et al (2000) avaient observé que la lixiviation pouvait augmenter significativement le transfert de Hg des sols vers les milieux aquatiques. Par contre, cette information n'avait jamais été reliée au niveau de contamination des poissons. La combinaison des variables à l'étude peut ainsi expliquer plus de 50% de la variance des niveaux de Hg chez l'espèce détritivore, jusqu'à 31% chez les omnivores et plus de 20% chez les herbivores et les piscivores. Il y a été également mis en évidence que la plupart des classes d'usages répertoriées dans les bassins versants ont une

influence similaire sur les niveaux de Hg des poissons tandis que l'influence de toutes les autres variables semble être intrinsèquement reliée aux espèces de poissons.

Bien que nous n'ayons pas mesuré le taux de méthylation dans les milieux à l'étude, les données cartographiques montrent clairement que ITA, le site présentant les poissons les plus fortement contaminés au Hg, possède une des plus importantes surfaces recouvertes par des végétations aquatiques (6% du bassin versant). On sait que les surfaces humides représentent une source significative de MeHg pour les lacs et rivières adjacents (Rudd, 1995; Grigal, 2002). En effet, les zones humides sont des sources de matière organique dissoute, qui réduisent les niveaux d'oxygène, facilitant de ce fait la méthylation du Hg par les bactéries (Gilmour et al., 1992 ; Crisman et al., 1998). En Amazonie, il est reconnu que les tapis des macrophytes sont des sites favorables à la méthylation du Hg (Guimarães et al., 2000). Cette constatation pourrait donc être à l'origine des teneurs élevées de Hg dans l'ichtyofaune capturée à ITA. Nos données ont en effet révélé que la présence des surfaces recouvertes par la végétation aquatique contribue positivement à augmenter les niveaux de contamination au Hg de presque toutes les espèces de poissons étudiées (Tableaux 5 et 6). Biberhofer et Rukavina (2002) ont démontré que la végétation aquatique submergée pouvait éviter la remise en suspensions des sédiments par la turbulence. Malgré cela, d'autres études indiquent que les racines des plantes aquatiques peuvent aussi absorber le Hg présent dans l'eau, les sédiments et l'air (Thompson-Roberts et al., 1999 ; Skinner et al., 2007). Ainsi, on assume que la végétation aquatique submergée peut jouer un rôle dans le cycle du Hg dans les lacs, fleuves et zones humides à travers le transfert du Hg vers les herbivores et aussi dans la libération du Hg par l'entremise de la décomposition et le relargage du métal dans la colonne d'eau (Thompson-Roberts et al. 1999).

Uryu et al. (2001) ont mis en évidence un gradient dans la contamination au Hg des poissons capturés dans différents endroits entre Santarém (ville au nord de notre région étudiée) et Teles Pires (site bien au sud de notre région étudiée). Ces auteurs ont conclu que les poissons omnivores et piscivores capturés proche des zones d'orpaillages étaient sensiblement plus contaminés au Hg que les poissons capturés dans les environs de Santarém. À la différence

de ce qui a été rapporté par ces auteurs, aucun gradient géographique dans l'état de contamination de l'ichtyofaune ne ressort dans notre étude (Figure 3).

Une grande partie des contaminants présents sous forme de traces peut être associée à la MPS d'origine allochtone qui peut ainsi représenter un vecteur des matières terrestre et de Hg vers les milieux aquatiques. Des recherches précédentes ont en effet montré que le Hg est transféré dans les hydrosystèmes tropicaux principalement sous la forme inorganique en grande partie complexé à la matière organique et/ou aux oxy-hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse (Roulet et al., 1998; Roulet et al., 2000, Roulet, 2001). Une fois dans les milieux aquatiques, la diversité des conditions abiotiques et biotiques retrouvées vont influencer la dynamique et la biodisponibilité de ce métal. Il est reconnu qu'en période des crues, le transfert du Hg vers les milieux aquatiques peut être favorisé (Bisinoti et Jardim, 2004). Pendant cette période, les écosystèmes aquatiques à l'étude sont à différents degrés sous l'influence directe du rio Tapajós. La profondeur des milieux aquatiques a d'ailleurs baissé de presque 4 mètres entre les deux saisons étudiées. Étant donné les fortes précipitations caractéristiques des milieux tropicaux, on s'attendait à ce que les taux en MPS soient plus importants en début de crue comparativement à l'étiage. Par contre, nos données ont révélé des valeurs maximales lors de cette dernière saison dans la plupart des sites, à l'exception de PAR et CAP. De plus, les différences dans les taux de MPS ne peuvent pas être expliquées par la nature soit à faciès lentique ou lotique des milieux étudiés. Quelques auteurs ont également observé une augmentation des taux en MPS en période d'étiage dans des milieux peu profonds. Cette observation a été associée aux vents qui peuvent entraîner la remise en suspension des sédiments meubles, aux variations dans la biomasse algale ainsi qu'à l'érosion du bassin versant (Marlier, 1965; Geisler, 1969; Boechat Lopes et al., 1982). Deux autres facteurs peuvent également être à l'origine de la variabilité dans les taux de MPS, à savoir : la morphologie des bassins versants et/ou les activités anthropiques. Nos résultats ont également montré des concentrations en Hg relativement élevées dans la MPS et ont révélé une variabilité spatio-temporelle dans la contamination. Cette variabilité pourrait alors s'expliquer par une variation dans la nature de la MPS (Idlafkih, 1995) ou encore par une remobilisation plus importante des sédiments contaminés au Hg associée à l'évènement hydrologique majeur que constitue l'étiage. Les tendances saisonnières de contamination au

Hg de la MPS ont été identiques à celles mises en lumière pour l'ichtyofaune, c'est-à-dire que les sites présentant la MPS la plus contaminée au Hg étaient également ceux où les poissons étaient les plus contaminés (Figure 2 et 3). La MPS possède cependant une importance marginale dans les modèles mis en lumière dans la section résultats. Ces deux constats permettent de conclure que les teneurs en Hg dans la MPS ne représentent pas un bon élément de prédiction de l'état de contamination de l'ichtyofaune des habitats lentiques et lotiques présents dans le bassin versant du Tapajós. Nos données suggèrent également que malgré des niveaux similaires de contamination au Hg de la MPS, par exemple RES, JAC et CAP en décrue et ITA, PAR et JAC en étiage, des particularités dans le devenir de ce métal dans les différents milieux aquatiques engendrent des niveaux distincts de contamination au Hg des poissons (figure 2 et 3). Nous pouvons finalement supposer qu'il existe à la base une différence dans la quantité de Hg disponible dans les systèmes aquatiques et ainsi dans l'exposition primaire des premiers maillons des chaînes trophiques et/ou que des caractéristiques spécifiques aux sites peuvent influencer différemment le comportement du Hg une fois dans l'eau.

Les résultats de la présente étude montrent bien que les plus fortes teneurs en Hg se retrouvent chez les poissons prédateurs. Ces données sont en accord avec les recherches réalisées précédemment dans d'autres sites du bassin du Tapajós (Malm et al., 1995; Lebel et al., 1997; Santos et al., 2000; Uryu et al., 2001; Sampaio da Silva, 2006). Nous avons comparé nos concentrations moyennes par espèce avec celles mises en évidence par Uryu et al. (2001) et Sampaio et al. (2006). Dans le premier travail, les poissons ont été capturés entre 1991 et 1996 et 6 espèces de poissons sont communes entre les études. On a observé que les teneurs en Hg dans les poissons prédateurs sont sensiblement similaires dans les deux études mais que le niveau de contamination au Hg des espèces non-prédatrices semble être supérieur dans la présente étude. Dans le deuxième exercice de comparaison, les poissons ont été capturés en 2000 et en 2001 et nous avons 7 espèces en commun. De plus, le même protocole d'échantillonnage et d'analyse a été utilisé dans les deux études. Il semblerait que les concentrations moyennes présentées auparavant étaient sensiblement inférieures aux nôtres. Il est malgré cela important de souligner qu'il ne s'agit pas des mêmes sites d'échantillonnages. La plupart des données de Hg dans les poissons récoltés auparavant sont

inutilisables dans un exercice de suivi à long terme des tendances à l'évolution des teneurs en Hg dans les poissons de la région. Ceci est dû principalement au fait d'utiliser seulement les noms vernaculaires des poissons (Lebel et al., 1997), le manque d'identification de la provenance des échantillons ou l'emploi de catégories très limitées, par exemple carnivores et non-carnivores (Malm et al., 1995; Santos et al., 2000). Il est actuellement reconnu que les variations du régime alimentaire au cours du cycle de vie des espèces peuvent influencer les concentrations de Hg dans le tissu musculaire des poissons (Sampaio da Silva et al., 2005; Bastos et al., 2007). Par contre, on peut assumer qu'indépendamment des traits spatio-temporels, les niveaux de Hg des poissons obéissent à la tendance suivante : piscivores > omnivores > herbivores > détritivores.

Les poissons acquièrent le Hg essentiellement par leur source de nourriture (Leaner et Mason, 2002). La concentration en Hg alimentaire à laquelle ils sont exposés ainsi que leurs positions trophiques, tel que démontré plus haut, jouent une importance primordiale dans l'explication de leurs niveaux de contamination. Bien que l'étude de la structure des réseaux trophiques ne fasse pas l'objet d'une analyse fine dans la présente étude, nous pouvons néanmoins appuyer nos interprétations sur les informations écologiques mises en évidence dans le chapitre 2 de cette thèse. Tous les milieux aquatiques étudiés possèdent une ichtyofaune riche et diversifiée. Les indices de diversité ont été légèrement supérieurs pendant l'été avec une plus importante abondance des espèces prédatrices. Cabana et al. (1994) ont démontré que les différences dans les concentrations en Hg des touladis (prédateur de bout de chaîne) de différents lacs du bassin-versant du Saint-Laurent étaient dues à des écarts de longueur de la chaîne trophique entre ces lacs. Plus la chaîne trophique à laquelle appartient le touladi est longue, plus il est contaminé en Hg. Malgré le fait que les résultats obtenus dans le chapitre 2 montrent clairement que les communautés des poissons des milieux à l'étude peuvent varier d'un milieu à l'autre et/ou d'une saison à l'autre, nous ne pouvons pas affirmer qu'il y ait des différences dans les longueurs des chaînes trophiques. Dans le chapitre 2, nous avons également observé que CAP présentait un assemblage d'espèces différent des autres milieux. Ceci ne semble pas avoir un impact sur le niveau de contamination au Hg des poissons puisqu'il était similaire à celui du site ayant les poissons les plus fortement contaminés (ITA).

Tel que suggéré par les résultats obtenus dans ce chapitre, il est clair que la contamination au Hg des poissons peut varier au gré des saisons, cependant la variation n'est pas indépendante des espèces. En plus, cette variabilité saisonnière ne peut pas être entièrement associée à un groupe trophique en particulier étant donné qu'elle a été observée chez l'espèce détritivore (*C. inornata*), chez une des espèces herbivores (*S. vitattum*), chez une des espèces omnivores (*A. laticeps*) et également chez une des espèces piscivores (*A. falcistrosis*). Par contre, il ressort de notre étude que les espèces non-prédatrices ont des teneurs en Hg plus élevées dans leurs chairs pendant la décrue tandis que les teneurs en Hg les plus fortes chez les espèces prédatrices ont été observées pendant l'étiage. Des auteurs ont déjà suggéré que les inondations périodiques reliées aux cycles hydrologiques puissent augmenter la production et/ou la disponibilité biologique du MeHg dans les réservoirs et les zones humides (Caldwell et Canavan, 1998; Snodgraset al., 1999). De plus, la période d'étiage est dramatique pour la plupart des espèces non prédatrices car l'environnement aquatique est plus restreint et offre moins d'abondance alimentaire et d'abris. Toutefois, cette période est plus favorable à la capture des proies par les prédateurs (Lowe MacConnel, 1987; Barthem et Goulding, 1997; Jepsen et al. 1997; Arrington et al. 2002 ; Hoeinghaus et al. 2003; Arrington et al. 2006). Ceci pourrait être à l'origine des concentrations de Hg plus fortes observées chez *A. falcistrosis* pendant l'étiage. Hylander et al. (2000) ont également observé des plus fortes teneurs en Hg pendant la saison sèche chez 3 espèces prédatrices capturées dans la région du Pantanal. Chez l'omnivore et le piscivore, *H. unimaculatus* et *H. malabaricus*, l'absence de variabilité saisonnière démontrée dans la présente étude est en accord avec les données présentées par Dorea et al. (2006).

Le Hg peut être retrouvé sous diverses formes et différents degrés de toxicité dans l'environnement. Toutefois, on reconnaît que le MeHg est la forme la plus toxique et dominante dans la chair des poissons (Grieb et al., 1990). La production du MeHg dans les systèmes aquatiques n'est pas corrélée au HgT présent mais elle est fortement associée aux facteurs favorables à méthylation du Hg par les communautés microbiennes, comme par exemple les caractéristiques limnologiques, la présence de macrophytes (Grieb et al., 1990; Guimarães et al., 1998; Watras et al., 1998), les conditions anoxiques, l'augmentation des

teneurs en matière organique (Driscoll et al., 1995; Hurley et al. 1991) et finalement les inondations saisonnières (Kelley et al. 1997). Le Hg dans la chair des poissons peut alors être affecté par la variation saisonnière dans le processus de méthylation. Dans une étude antérieure, Sampaio da Silva et al. (2006) avaient déjà suggéré que les concentrations de Hg dans les muscles des poissons du bassin du Tapajós puissent varier saisonnièrement.

Globalement, nos résultats tendent à montrer que pendant l'été, les poissons des milieux à faciès lotiques sont plus contaminés au Hg que ceux des milieux à faciès lentiques. Par contre, ni le type d'habitat aquatique ni la taille des bassins versants ou la profondeur des milieux ne peuvent entièrement expliquer les fortes concentrations de Hg observées dans les poissons capturés à ITA. Ceci s'explique parce que: i) les poissons capturés dans les autres milieux lotiques (PAR et CUP) ont présenté des niveaux intermédiaires de contamination (Figure 3); ii) ITA n'est pas le plus grand ni le plus petit (Figure 1) et iii) ce site n'est pas le plus profond ni le moins profond (Tableau 1). Dans des travaux antérieurs, il a déjà été démontré que les poissons provenant de petits lacs avaient des niveaux de Hg plus élevés (Greenfield et al.; 2001; Bodaly et al., 1993). En milieu tempéré ou boréal, la corrélation négative entre la taille des lacs et le Hg dans les poissons a été attribuée à des températures plus chaudes de l'eau dans les lacs plus petits ce qui pourrait engendrer une méthylation accrue du métal. Des observations concernant des taux plus forts de méthylation dans les sédiments littoraux (Ramlal et al., 1993) indiquent qu'en effet les plus petits lacs ont des niveaux plus élevés de Hg dans le biota en raison d'une méthylation accrue. Cependant, la réduction de la taille des lacs peut également augmenter l'entrée des matières organiques allochtones et ainsi augmenter l'afflux des matériaux dérivés des zones humides proportionnellement au volume total du lac.

Tableau 5- Influence des variables bio-écologiques et anthropiques sur les niveaux de Hg chez les poissons appartenant à 4 niveaux trophiques du bassin du Tapajós, Amazonie brésilienne (Données provenant des régressions multiples). (+) = effet positif significatif, (-) = effet négatif significatif et n.s.= effet non significatif).

Variables Groupe trophique	Nombre d'habitants du bassin	Rendement des pêches	Habitat*	Saison ‡	H'	Taux MPS	Hg MPS	Sol nu	Surface agricole	Forêt drainée	Forêt humide	Végétation aquatique	Savane amazon ienne	Eau
Détritivore	-	-	n.s	+étale	-	-	-	+	+	+	-	+	n.s	-
Herbivore	-	-	+lotique	n.s	n.s	n.s	n.s	+	+		-	+	+	n.s
Omnivore	-	-	+lentique	+étale	+	+	+	+	n.s	+	-	+	+	+
Piscivore	-	n.s	+lotique	n.s	n.s	+	-	+	n.s	n.s	n.s	+	+	+

Tableau 6- Influence des variables bio-écologiques et anthropiques sur les niveaux de Hg chez 10 espèces dominantes dans les écosystèmes aquatiques du bassin du Tapajós, Amazonie brésilienne (Données provenant des régressions multiples).

Variables Espèces	Nombre d'habitants du bassin	Rendement des pêches	Habitat *	Saison ‡	H'	Taux MPS	Hg MPS	Sol nu	Surface agricole	Forêt drainée	Forêt humide	Végétation aquatique	Savane amazon ienne	Eau libre
Cur ino	n.s	+	n.s	n.s	-	-	+	+	+	n.s	-	n.s	n.s	-
Geo pro	-	-	n.s	n.s	n.s	+	n.s	+	+	n.s	-	+	+	+
Sch vit	n.s	-	n.s	n.s	n.s	+	n.s	n.s	n.s	+	n.s	+	+	+
Lep fas	-	-	n.s	n.s	n.s	+	n.s	+	+	+	-	+	+	+
Ana lat	+	n.s	n.s	+	n.s	-	-	n.s	n.s	+	n.s	+	+	n.s
Hem uni	-	-	+	n.s	+	n.s	-	+	n.s	+	-	+	+	n.s
Cae lab	n.s	n.s	+	n.s	-	n.s	+	n.s	+	+	-	+	n.s	n.s
Hop mal	-	n.s	n.s	+	n.s	+	n.s	+	n.s	+	n.s	+	+	n.s
Acefalci	-	+	+	+	+	+	n.s	+	+	+	-	+	+	+
Pla squ	+	n.s	n.s	n.s	+	n.s	-	+	n.s	n.s	n.s	-	+	-

* Les teneurs en Hg étaient supérieures chez les poissons capturés dans les milieux lotiques comparativement à celles des poissons des milieux lentiques. ‡ Les teneurs en Hg étaient supérieures chez les poissons capturés pendant l'étiage comparativement à celles des poissons capturés pendant la décrue.

5. Conclusion

À l'échelle de l'Amazonie, les sols constituent un important réservoir de Hg naturellement accumulé au fil du temps (Roulet et al., 1998; 2000; 2001; Oliveira et al., 2001; Silva-Forsberg et al., 1999; Fadini et Jardim, 2001; Fostier et al., 2000; Lechler et al., 2000). De plus, Lacerda et al. (2004) ont observé une importante remobilisation du Hg lors de la conversion des sols sous couvert forestier en pâturage. Plus récemment, Farella et al. (2007) ont démontré que l'enrichissement en cations suite aux pratiques de cultures sur brûlis de la forêt vierge dans la région du Tapajós provoquait une remobilisation importante du Hg naturellement présent dans les sols forestiers. Malgré tout ce qu'on connaît actuellement sur les mécanismes impliqués dans le transfert du Hg des sols vers les milieux aquatiques et dans la dynamique biochimique de ce métal dans l'eau, force est de constater que les niveaux de contamination des ressources halieutiques du bassin du Tapajós continuent à être élevées, spécialement chez les espèces piscivores et ce, même dans les régions éloignées des zones d'orpillage. Lors de deux saisons contrastées (étale et étiage), les riverains vivant dans la région étudiée réalisent jusqu'à 7 sorties de pêche hebdomadaires et mangent en moyenne entre 9 à 13 repas-poissons par semaine (Chapitre 1). Nos résultats démontrent clairement que par l'entremise d'une alimentation quotidienne riche en produits de la pêche, les populations locales sont chroniquement exposées au Hg. Ce contaminant peut également engendrer des effets toxiques néfastes sur la santé des poissons eux-mêmes et chez ses prédateurs locaux, tels les oiseaux, les caïmans et les dauphins.

De ce travail, il appert que les traits bio-écologiques, les variables anthropiques et celles reliées à la caractérisation spatiale des bassins versants sont des éléments clés pour la prédiction des concentrations de Hg dans l'ichtyofaune locale. Ces groupes de variables ont isolément (pris un par un dans les analyses de régressions multiples, sans interaction avec les autres) représenté des très bons éléments pour la prédiction des concentrations de Hg, particulièrement dans les poissons détritviores (Annexes 5 et 6). Les pourcentages correspondant à la surface du bassin sous couvert forestier humide et en eau libre ont expliqué plus de 40% de la variabilité des teneurs en Hg chez ce groupe de poissons. Le même pouvoir de prédiction a été observé dans un modèle composé uniquement par les

pourcentages du bassin converti en territoire agricole et celui en eau. Chez les autres groupes de poissons, les usages sur les bassins versants ont fourni un pouvoir de prédiction modeste des concentrations de Hg (de 16 à 19%) (Annexe 6). Par contre, chez les 4 groupes trophiques de poissons, la puissance explicative a augmenté sensiblement avec l'addition des variables bio-écologiques dans les modèles (de 21 à 53%) (Tableau 3). Les données inédites mises en évidence dans cette étude ont permis de démontrer que des modèles simples, composés par la caractérisation spatiale des bassins versants et des variables d'obtention facile, telles les taux et les teneurs en Hg de la MPS, le nombre d'habitants, le type d'habitat et la saison fournissent un important pouvoir de prédiction des teneurs en Hg des poissons.

Références bibliographiques

- Arrington, D.A.; Davidson, B.K.; Winemiller, K.O.; Layman, C.A. (2006). Influence of life history and seasonal hydrology on lipid storage in three Neotropical fish species. *Journal of Fish Biology*, 68: 1347–1361.
- Arrington, D.A.; Winemiller, K.O.; Loftus, W.F.; Akin, S. (2002). How often do fishes “run on empty”? *Ecology*, 83 : 2145–2151.
- Bechat-Lopes, U.; Menezes, S.; Novikoff, A. (1982). Étude limnologique des eaux du lac du Arroz (Ile de Careiro, Amazonie centrale, Brésil). *Cah. ORSTOM. sér. Géof.* 12 (2) : 147-164.
- Babiarz, C.L.; Hurley, J.P.; Hoffmann, S.R.; Andren, A.W.; Shafer, M.M.; Armstrong, D.E. (2001). Partitioning of mercury and methylmercury to the colloidal phase in freshwaters. *Environmental Science and Technology*, 35 : 4773–4782.
- Barthem, R., et Goulding, M. (1997). Os bagres balizadores. *Ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos*. Tefé: Sociedade Civil Mamirauá.
- Bastos, W.; Almeida, R.; Dórea, J.; Barbosa, A. (2007). Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, 16(3) : 341-346(6).
- Belger, L. et Forsberg, B.R. (2006). Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, 367 : 451–459.
- Biberhofer, J. et Rukavina, N.A. (2002). Data on the distribution and stability of St. Lawrence River sediments at Cornwall, ON. National Water Research Institute, Environment Canada. Contribution Number 02-195.
- Bisnoti, M.C. et Jardim, W.F. (2004). Behavior of the methylmercury in the environment. *Química Nova*, 27(4) : 593–600.
- Bodaly, R.A.; Rudd, J.W.M.; Fudge, R.J.P.; Kelly, C.A. (1993). Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50 : 980–987.
- Bodaly, R.A.; Rudd, J.W.N.; Fudge, R.J.P. (1993). Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 980-987.
- Cabana, G. et Rasmussen, J. (1994). Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, 372:255-257.
- Caldwell, C.A. et Canavan, C.M. (1998). Spatial and temporal distribution of mercury in Caballo and Elephant Butte reservoirs, Sierra County, New Mexico. WRRRI Tech. Completion Rep. 306, New Mexico Water Resources Research Institute, Las Cruces, N.M.
- Cizdziel, J.V.; Hinnert, T.A.; Pollard, J.E.; Heithmar, E.M.; Cross, C.L. (2002). Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location, and consumption risk. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 43, 309-317.
- Cope, W.G.; Wiener, J.G.; Rado, R.G. (1990). Mercury accumulation in yellow seepage lakes: relation to lake characteristics. *Environ. Tox. Chem.*, 9: 931-940.
- Crisman, T.L.; Chapman, L.J.; Chapman, C.A. (1998). Predictors of seasonal oxygen levels in small Florida lakes: the importance of color. *Hydrobiologia*, 368: 149–155.

- Desrosiers, M.; Planas, D.; Mucci, A. (2006). Total mercury and methylmercury accumulation in periphyton of Boreal Shield Lakes: Influence of watershed physiographic characteristics. *Science of the Total Environment*, 355 : 247–258.
- Doire, J.; Lucotte, M.; Fortin, R.; Verdon, R. (2002). Influence of intensive fishing on fish diet in natural lakes of Northern Québec: Use of stable nitrogen and carbon isotopes. ASLO 2002 Summer meeting. Abstract book p. 40.
- Dominique, Y.; Maury-Brachet, R.; Muresan, B.; Vigouroux, R.; Richard, S. (2007). Biofilm and mercury availability as key factors for mercury accumulation in fish (*Curimata Cyprinoides*) from a disturbed Amazonian freshwater system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(1) : 45–52.
- Dórea, J.; Barbosa, A.C.; Silva, G.S. (2006). Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 142 (2006) 275–283.
- Doyon, J. F.; Schetagne, R. and Verdon, R. (1998). Different mercury bioaccumulation rates between sympatric populations of dwarf and normal Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) in the La Grande complex watershed, James Bay, Québec. *Biogeochemistry*, 40, 203–216.
- Driscoll, C.T.; Blette, V.; Yan, C.; Schofield, C.L.; Munson, R. Holsapple, J. (1995). The role of dissolved organic-carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water Air and Soil Pollution*, 80 : 499–508.
- Driscoll, C.T.; Yan, C.; Schofield, L.; Munson, R.; Holsapple, J. (1994). The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.* 28: 136A–143.
- Electric Power Research Institute (EPRI). (2003). Implementation of the United States Environmental Protection Agency's methylmercury criterion for fish tissue, EPRI, Palo Alto, CA 2003. Prepared by J. Dean, M. Ravichandran (AMEC Earth and Environmental) and C. Whipple (ENVIRON Corporation).
- Essington, T.E. et Houser, J.N. (2003). The effects of whole-lake nutrient enrichment on Hg contamination in age-1 yellow perch. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 132: 57–68.
- Evans, M.S.; Muir, D.; Lockhart, W.L.; Stern, G.; Roach, P. (2005). Persistent organic pollutants and metals in the freshwater biota of the Canadian Subarctic and Arctic: An overview. *Sci Total Environ.*, 351–352:94–147.
- Farella, N.; Davidson, R.; Lucotte, M.; Daigle, S. (2007). Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 449–462.
- Farella, N.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Daigle, S. (2006). Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. *Science of the Total Environment*, 368: 19–29.
- Farella, N.; Lucotte, M.; Louchouart, P.; Roulet, M. (2001). Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, 32: 1443–1458.
- Fearnside, P. M. (2001). Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28 : 23–38.
- Geisler, R. (1969). Untersuchungen über den Sauerstoffgehalt, den biochemischen Sauerstoffverbrauch von Fischen in einen tropischen Schwarzwasser (Rio Negro, Amazonien). *Arch. Hydrobiol.*, 66 : 307–325.

- Gillis, M. et Repetto, R. (1988). *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. New York: Cambridge Univ. Press, World Resources Inst, 1988.
- Gilmour, C.C.; Henry, E.A.; Mitchell, R. (1992). Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environmental Science and Technology*, 26, 2281–2287.
- Greenfield, B.K.; Hrabik, T.R.; Harvey, C.J.; Carpenter, S.R. (2001). Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 : 1419-1429.
- Greenfield, B.K.; Hrabik, T.R.; Harvey, C.J.; Carpenter, S.R. (2001). Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1419-1429.
- Grieb, T. M.; Driscoll, C. T.; Gloss, S. P.; Schofield, C. L.; Bowie G. L. (1990). Factors affecting mercury accumulation in fish in the Upper Michigan Peninsula. *Environ. Tox. Chem.*, 9(7) : 919-930.
- Grigal, D.F. (2002). Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: A review. *Environmental Review*, 10: 1–39.
- Guimarães, J.R.D.; Meili, M.; Hylander, L.D.; Silva, E.D.E.; Roulet, M.; Mauro, J.B.N. (2000). Hg net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Science of the Total Environment*, 261 : 99–107.
- Harris, R.C.; Bodaly, R.A. (1998). Temperature, growth and dietary effects on fish mercury dynamics in two Ontario lakes. *Biogeochemistry*, 40, 175–187.
- Hoeinghaus, D.J.; Layman, C.A.; Arrington, D.A.; Winemiller, K.O. 2003. Movement of *Cichla* species (Cichlidae) in a Venezuelan floodplain river. *Neotropical Ichthyology* 1: 121–126.
- Hurley, J.P.; Benoit, J.M.; Babiarz, C.L.; Shafer, M.M.; Andren, A.W.; Sullivan, J.R.; Hammond, R.; Webb, D.A. (1995). Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. *Environmental Science and Technology*, 29 : 1867–1875.
- Hurley, J.P.; Cowell, S.E.; Shafer, M.M.; Hughes, P.E. (1998). Tributary loading of mercury to Lake Michigan: importance of seasonal events and phase partitioning, *Science of the Total Environment*, 213 (1998), pp. 129–137.
- Hurley, J.P.; Krabbenhoft, D.P.; Babiarz, C.L.; Andren, A.W. (1994). Cycling of mercury across sediment–water interface in seepage lakes. In: Baker, L.A. (Ed.), *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*, American Chemical Society, Washington, DC, pp. 425–449.
- Hurley, J.P.; Watras, C.J.; Bloom, N.S. (1991). Mercury cycling in a northern Wisconsin seepage lake: the role of particulate matter in vertical transport. *Water Air and Soil Pollution*, 56 : 543–551.
- Hylander, L.D.; Pinto, F.N.; Guimarães, J.R.; Meili, M.; Oliveira, L.J.; Castro e Silva, E. de (2000). Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *Science of the Total Environment*, 261 : 9–20.
- Idlafkih, Z.; Cossa, M.; Meybeck, M. (1995). Comportements des contaminants en trace dissous et particulaires (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) dans la Seine, France. *Hydroécol. Appl.*, 7: 127-150
- Jepsen, D.B. (1997). Fish species diversity in sand bank habitats of a neotropical river. *Environ. Biol. Fish.* 49: 449–460.

- Kelley, C.A.; Rudd, J.W.M.; Bodaly, R.A.; Roulet, N.P.; St-Louis, V.L.; Heyes, A.; Moore, T.R.; Schiff, S.; Aravena, R.; Scott, K.J.; Dyck, B.; Harris, R.; Warner, B.; Edwards, G. (1997). Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. *Environmental Science and Technology*, 31 : 1334–1344.
- Kling, G. W.; Fry, B.; O'brien, W. J. (1992). Stable isotopes and planktonic trophic structure in arctic lakes. *Ecology* 73:561–566.
- Krusche, A. V.; Ballester, M.V.R.; Victoria, R.L.; Bernardes, M.C.; Leite, N.K.; Hanada, L.; Victoria, D.C.; Toledo, A.M.; Ometto, J.P.; Moreira, M.Z.; Gomes, B.M.; Bolson, M.A.; Neto, S.G.; Bonelli, N.; Deegan, L.; Neill, C.; Thomas, S.; Aufdenkampe, A.K.; Rochey, J. E. (2005). Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica*, 35(2) : 197 – 205.
- Leaner, J.J. et Mason, R.P. (2002). Factors controlling the bioavailability of ingested methylmercury in channel catfish and atlantic sturgeon. *Environmental Science and Technology*, 36:5124-5129.
- Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Larribe, F. (1997). Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water, Air and Soil Pollution*, 97: 31-44.
- Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Laribe, F. (1997). Fish diet and mercury exposure in riparian Amazonian population. *Water, Air and Soil Pollution*, 97: 31-44.
- Lowe-McConnell RH, (1987) *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press, Cambridge, 382p.
- Malm, O.; Branches, F.J.P.; Akagi, H.; Castro, M.B.; Pfeiffer, W.C.; Harada, M.; Bastos, W.R.; Kato, H. (1995). Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175 : 141-150.
- Margulis, S. (2004). *Causes of deforestation in the Brazilian Amazon*. World Bank, Washington, D.C.
- Marlier, G. (1965). Étude sur les lacs de l'Amazonie centrale. *Cadernos da Amazonia*, 5 : 51 p.
- Maurice-Bourgoin, L.; Quiroga, I.; Chincheros, J.; Courau, P. (2000). Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Science of the Total Environment*, 260: 73-86.
- Olsson, M. (1976). Mercury level as a function of size and age in northern pike, on and five years after the mercury ban in Sweden. *Ambio*, 5: 73-76.
- Parayil, G. et Tong, F. (1998). Pasture-led to logging-led deforestation in the Brazilian Amazon: the dynamics of socio-environmental change. *Global Environmental Change*, 8(1) : 63-79.
- Passos, C.J.S.; Mergler, D. Lemire, M.; Fillion, M.; Guimarães, J.R.D. (2007). Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. *Science of the Total Environment*, 373: 68–76.
- Peterson, B.J. et Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu Rev Ecol Syst* 18:293–320.
- Ramlal, P.S.; Kelly, C.A.; Rudd, J.W.M.; Furutani, A. (1993). Sites of methyl mercury production in remote Canadian shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50 : 972–979.

- Roué-Legall, A.; Lucotte, M.; Carreau, J.; Canuel, R.; Garcia, E. (2005). Development of an ecosystem sensitivity model regarding mercury levels in fish using a preference modeling methodology: Application to the Canadian Boreal system. *Environmental Science and Technology*, 39(24) : 9412-9423.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Courcelles, M.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. (2000). Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in Central Amazonia. *Chemical Geology*, 165: 243-266.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Guimarães, J.R.D. (2001). Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain - effect of seasonal inundation. *Water, Air and Soil Pollution*, 128: 41-61.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S. Rheault, I.; Farella, N., De Jesus Da Silva, E. Dezencourt, J.; Sousa Passos, C-J.; Santos Soares, G.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. (1998). The geochemistry of Hg 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*, 223: 1-24.
- Rudd, J.W. M. (1995). Sources of methylmercury to freshwater aquatic ecosystems: A review. *Water Air and Soil Pollution*, 80, 697-713.
- Salati, E. (1983). O clima atual depende da floresta. In: *AMAZÔNIA: desenvolvimento, integração, ecologia*. Brasília: Brasiliense, 15-43.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Oliveira Santos, E.; Crossa, M. (2005). Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian amazon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165 (1-4), 77-94.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Crossa, M. (2006). Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira, *InterfacEHS*, 1: 1-31.
- Santos, E.C.O.; Jesus, I., M.; Camara, V.M.; Brabo, E.; Loureiro, E.B.; Mascarenhas, A.; Luiz, R.R.; Cleary, D.A. (2000). Mercury Exposure in Mundurucu Indians from the Community of Sai Cinza, State of Para, Brazil. *Environmental Research Section*, 90: 98-03.
- Scherrer, B. (1984). *Biostatistique*. Gaetan Morin éditeur. Chicoutimi, québec. 850 p.
- Scouvard, M. et Lambin, E.F. (2006). Approche systémique des causes de la déforestation en Amazonie brésilienne : syndromes, synergies et rétroactions = A systemic approach to the causes of deforestation in the Brazilian Amazon : syndromes, synergies and feedbacks. vol. 35, no3, pp. 241-254.
- Silveira, A. L. (1993). Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: *HIDROLOGIA, ciência e aplicação*. Porto Alegre: Universidade/ABRH: EDUSP, 25-51. (Coleção ABRH, 4).
- Simoneau, M.; Lucotte, M.; Garceau, S.; Laliberté, D. (2005). Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern Canadian lakes. *Environmental Research*, 98 (1), 73-82.
- Skinner, K.; Wright, N.; Porter-Goff, E. (2007). Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental Pollution*, 145: 234-237.
- Snodgrass, J.W.; Jagoe, C.H.; Bryan, A.L.; Brant, H.A.; Burger, J. (2000). Effects of trophic status and wetland morphology, hydroperiod, and water chemistry on mercury concentration in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 171-180.

- St Louis, V.L.; Rudd, J.W.M.; Kelly, C.A.; Beaty, K.G.; Bloom, N.S.; Flett, R.J. (1994). Importance of wetlands as source of methyl mercury to Boreal forest ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 : 1065–1076.
- Stafford, C. P.; Hansen, B.; Stanford, J.A. (2004). Mercury in fishes and their diet items from Flathead Lake, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133:349-357.
- Stafford, C.P. et Haines, T.A. (2001). Mercury contamination and growth rate in two piscivore populations. *Environ Toxicol Chem* 20 (2001), pp. 2099–2101.
- Suns, K. et Hitchin, G. (1990). Interrelationships between mercury levels in yearling yellow perch, fish condition and water quality. *Water Air Soil Pollut.* 650: 255-265.
- Surette, C. (2005). Effets des pêches intensives sur les concentrations de mercure dans les poissons de lac naturels du nord québécois. Thèse présentée au Programme en Sciences de l'Environnement, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Surette, C.; Lucotte, M.; Tremblay, A. (2006). Influence of intensive fishing on the partitioning of mercury and methylmercury in three lakes of Northern Québec. *Science of the Total Environment*, 368 (1), 248-261.
- Sveinsdottir, A.Y. et Mason, R.P. (2005). Factors controlling mercury and methylmercury concentrations in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and other fish from Maryland reservoirs. *Arch Environ Contam Toxicol* 49:528–545.
- Thompson-Roberts, E.S.; Pick, F.R.; Hall, G.E. (1999). Total Hg in water, sediment, and four species of aquatic macrophytes in the St. Lawrence River, near Cornwall, Ontario. *J. Gt. Lakes Res.* 25: 294–304.
- Uryu, Y.; Malm, O.; Payne, I.; Cleary, D. (2001). Mercury contamination of fish and its implications for other wildlife of the Tapajos Basin, Brazilian Amazon. *Conservation Biology*, 15, 438–446.
- Vander Zanden, M.; Cabana, J., G.; Rasmussen, J. B. (1997). Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54:1142–1158.
- Watras, C. J.; Back, R. C.; Halvorsen., S.; Hudson.; R. J. M.; Morrison, K. A.; Wentz, S. P. (1998). Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of the Total Environment*, 219 (2-3) : 183-208.
- Weinhold, D. (1999). Estimating the loss of agricultural productivity in the Amazon. *Ecological Economics*, 31: 63-76.
- Wiener, J.G. ; Krabbenhoft, D.P. ; Heinz, G.H.; Scheuhammer, A.M. (2003). Ecotoxicology of mercury. In: D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr. and J. Cairns Jr. (Ed.), *Handbook of ecotoxicology*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 409–461.

CHAPITRE IV

MERCURE TOTAL ET MÉTHYLMERCURE DANS LES GONADES ET TISSUS MUSCULAIRES DES POISSONS FEMELLES DU BASSIN DU TAPAJÓS

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Paquet, S.; Larose, C.; Rheault, I.

Chapitre à soumettre pour publication dans sa version anglaise à *Journal of Environmental Monitoring*.

Résumé

Les travaux présentant les effets nocifs du mercure (Hg) sur la santé reproductive des téléostéens ont été observés suite à des expositions expérimentales au contaminant beaucoup plus élevées que les expositions normalement rencontrées dans la nature. Les études sur le Hg réalisées jusqu'à maintenant en Amazonie brésilienne ont présenté davantage un caractère épidémiologique dédié à la santé humaine et ce, tout en négligeant le risque potentiel également encouru à la santé des poissons eux-mêmes et d'autres animaux dont ces poissons constituent la base alimentaire. Nos résultats démontrent que les concentrations de Hg sont systématiquement plus élevées dans les muscles que dans les gonades chez les poissons femelles du bassin du Tapajós. Les gonades des prédateurs (moyenne 792 ng/g et maximum 2207 ng/g (poids sec) sont beaucoup plus contaminées en Hg que celles des poissons non-prédateurs (moyenne 62 ng/g (poids sec)). Des corrélations linéaires positives entre les concentrations de mercure total et méthylmercure dans les gonades et celles dans les tissus musculaires des poissons a été identifiée. Nos résultats suggèrent également que le niveau de contamination des gonades puisse varier selon les espèces de poissons et le type de milieu échantillonné. Les proportions moyennes de méthylmercure mesurées dans les gonades ont été de 51% chez les poissons non-prédateurs et de 87% chez les prédateurs. Le niveau de contamination au Hg des gonades mises en évidence peut engendrer des effets dommageables à la santé des poissons femelles prédatrices et également représenter un danger potentiel à la santé de leurs prédateurs naturels tels, les oiseaux, les dauphins et finalement les populations riveraines consommatrices de ces tissus.

Mots - clés : Amazonie, mercure, méthylmercure, poisson organotropisme,

1. Introduction

Il est reconnu que le processus métabolique des organismes aquatiques nécessite, à des faibles concentrations, certains métaux dits essentiels. Mais, alors que le mercure (Hg) figure dans la liste des métaux décelés chez les poissons amazoniens, ce métal n'est pas considéré comme un élément essentiel chez les vertébrés et sa présence, surtout sous sa forme méthylée (MeHg), est considérée toxique même à des niveaux en trace. Le MeHg peut causer le manque de coordination, la perte d'appétit, la diminution de la capacité de nage et la mortalité chez les poissons (Bernstssen et al., 2003). Il est également reconnu que le MeHg est tératogène, toxique chez les embryons et peut aussi affecter le comportement, la croissance et la reproduction tout en affectant le développement des gonades ou le succès de la fraie des adultes ou encore en diminuant l'éclosion des œufs, la santé et la survie dans les différents stages de développement (Sorensen, 1991; Wiener and Spry, 1996; Wiener et al., 2003).

Les métaux sont absorbés par les organismes aquatiques par deux voies principales, à partir de l'eau (voie directe) et à partir de la nourriture (voie trophique). L'assimilation à partir de l'ingestion des proies explique plus de 90% du MeHg dans leurs chairs (Leaner and Mason, 2002). L'organotropisme, c'est-à-dire l'affinité des métaux pour un tissu ou un organe chez un organisme, va être conditionné par la voie de pénétration prépondérante et ensuite, si l'organisme dispose d'un milieu dénué de polluant, par la décontamination différentielle des divers organes (Amiard, 1978). Cet auteur a démontré que l'organotropisme de l'argent chez un Mollusque (*Scobiculaire plana*) et un Crustacé (*Carcinus maena*) varie considérablement selon la voie de contamination.

L'absorption des métaux nécessite le franchissement des structures biologiques spécifiques comme le revêtement extérieur et surtout l'épithélium branchial pour les contaminants présents dans l'eau, et l'ensemble du tractus digestif pour les métaux associés aux particules ou contenus dans les proies ingérées (Malins et Ostrander, 1994). Cette absorption des métaux par les organismes aquatiques est modulée par de nombreux facteurs tels la stabilité des liaisons du métal considéré avec les constituants sanguins, la vascularisation des organes,

la structure et les propriétés des nombreuses barrières cellulaires (parois capillaires, membranes plasmiques, etc.), la densité et l'accessibilité des sites potentiels de fixation ou la régénération des structures tissulaires (Maury et Engrand, 1986). Le phénomène de bioaccumulation du Hg au niveau de l'organisme aquatique sera tributaire de nombreux facteurs et en tout premier lieu de la nature de l'élément métallique suivant qu'il ait un rôle biologique ou non et qu'il soit régulé ou non par l'organisme (Amiard et al., 1983). La bioaccumulation dépendra aussi de facteurs biotiques comme le stade vital, l'âge, le sexe, l'état physiologique et de facteurs abiotiques comme le degré de pollution, la saison. De plus, la plupart de ces facteurs interagissent et il est souvent difficile de faire la part de chacun. Ainsi au cours du cycle vital, la bioaccumulation peut subir de grandes variations.

Généralement, les analyses des teneurs en Hg dans les tissus musculaires des poissons sont utilisées dans les études sur le transfert de ce métal vers les populations humaines via leur alimentation. Les analyses des teneurs en Hg dans les foies des poissons servent à déterminer les accumulations récentes tandis que les analyses des teneurs en Hg dans les gonades sont utilisées dans les études sur le transfert et/ou sur l'influence de ce métal dans le processus de reproduction des poissons (Lima-Junior et al., 2002). Ces dernières analyses sont également utiles pour des travaux d'exposition humaine car les gonades des poissons sont consommées par certaines populations. Plusieurs travaux sur les teneurs en Hg dans les muscles des poissons sauvages provenant du bassin du Tapajós ont déjà été réalisés. Cependant, les informations sur la distribution et les effets toxicologiques de ce métal sur les organes et leurs fonctions vitales sont inexistantes à ce jour. Les nombreuses données disponibles ne concernent que la chair, ce qui correspond à la partie habituellement consommée par les riverains locaux. Or, on a constaté que ces populations peuvent consommer les œufs (gonades) des poissons femelles contenant des concentrations en Hg encore inconnues. À partir de ce constat, il ressort l'importance d'étudier l'organotropisme du MeHg chez les poissons amazoniens, entre autres pour prévenir les consommateurs locaux des dangers qu'ils courent face à leur santé, et d'autre part pour aborder les effets toxiques potentiels du MeHg sur la santé reproductive de l'ichtyofaune locale.

La présente étude a été réalisée avec des échantillons de poissons, provenant des milieux aquatiques amazoniens présentant un niveau réaliste d'exposition au Hg, qui sont fréquemment consommés par les populations riveraines locales. Nous voulons avec ce travail pionnier atteindre deux objectifs principaux visant à savoir si le niveau actuel de contamination représente un danger potentiel à la santé des poissons : i) déterminer les teneurs en Hg et en MeHg dans les gonades des poissons femelles prédateurs (P) et non-prédateurs (N-P) provenant du bassin du Tapajós; ii) préciser le rapport existant entre l'organotropisme de ce métal, le Hg accumulé dans les muscles et le régime alimentaire et la taille des poissons.

2. Méthodologie

2.1 Échantillonnage des poissons et analyses du Hg

Les échantillons (tissus musculaires et gonades) ont été récoltés pendant la saison sèche en 2004 dans 6 sites du bassin du Tapajós (Tableaux 1 et 2, Figure 1). Dans le chapitre 2 de cette thèse, 96 espèces de poissons ont été répertoriées dans une portion de ce bassin suite à la réalisation de deux campagnes d'échantillonnages représentatives de la décrue 2003 et de l'étiage 2004. Les résultats ont également indiqué que l'abondance de l'ichtyofaune locale suit l'ordre décroissant suivant : Characiforme > Perciforme > Siluriforme > Clupeiforme > Osteoglossiforme et ce, indépendamment des saisons étudiées. Dans la présente étude, les espèces de poissons échantillonnées appartiennent aux trois premiers ordres taxonomiques (Characiforme : *S. vittatum*, *H. microlepis*; *P. nigricans*; *S. insignis*; *H. malabaricus*; *S. rhombeus*; *S. eigenmanni*; Siluriforme : *L. sp.*; *H. marginatus* et Perciforme : *G. proximus*; *C. sp.*; *P. squamosissimus*; *C. monoculus*; *C. sp.*; *P. furcraeus*). Ces espèces sont très consommées par les populations locales et sont également bien répandues dans le bassin. La manipulation des spécimens a été faite de la façon suivante: identification de l'espèce, mesure de la longueur totale (cm) et de la masse (g); prélèvement d'une portion de tissu musculaire dorsal exempt de peau et d'arêtes et prélèvement des gonades chez les femelles pour les analyses du Hg.

Les analyses du mercure total (Hg) ont été réalisées par fluorescence atomique, d'après la méthode décrite par Pichet et al. (1999), au laboratoire du GEOTOP Université du Québec à Montréal. Cette méthode possède une limite de détection de 5 ng/g pour 1 mg d'échantillon sec. Les concentrations de MeHg ont été mesurées dans les gonades selon le protocole décrit par Pichet et al. (1999). Brièvement, 5 mg de l'échantillon sec ont été digérés dans une solution de KOH/MeOH et ont été analysés en duplicats. Le contrôle de la qualité inclut l'utilisation des blancs et des échantillons standards certifiés (Tort-2 et Dorm-1). Le pourcentage de MeHg dans les gonades a été calculé comme suit :

$$(\text{concentration de MeHg dans les gonades} / \text{concentration du Hg dans les gonades}) \times 100$$

2.2 Analyses statistiques

L'analyse statistique des données a été exécutée en utilisant le logiciel de JMP 5.1. Les teneurs en Hg et en MeHg ont été logarithmées (\log_{10}) afin de remplir les conditions de normalité et d'homoscédasticité des données. Des régressions linéaires ont été effectuées afin de vérifier les corrélations entre: 1) teneurs en Hg dans le tissu musculaire et taille des poissons; 2) teneurs en Hg dans les gonades et taille des poissons; 3) teneurs en MeHg dans les gonades et taille des poissons; 4) teneurs en Hg dans les gonades et teneurs en Hg dans le tissu musculaire; 5) teneurs en MeHg dans les gonades et teneurs en Hg dans le tissu musculaire. Un test-t a été réalisé afin de tester la différence entre les teneurs en Hg et en MeHg selon le régime alimentaire des poissons (P et N-P) et également selon le site de capture (à faciès lentique ou lentique). La différence entre les pourcentages en MeHg dans les gonades selon le régime alimentaire des poissons a également été vérifiée à travers un test-t. De plus, l'analyse de covariance (ANCOVA) a été effectuée afin de déterminer si les pentes dans les corrélations établies étaient statistiquement différentes parmi les deux groupes de poissons étudiés, soit P et N-P. Pour l'ensemble des tests, $p < 0.05$ a été considéré comme significatif.

Tableau 1- Espèces à l'étude et nombre de spécimens par site échantillonné.

Espèces	R.A. ^a	N total	PAR	JAC	ITA	CAP	RES	CUP
<i>Pachypops furcraeus</i>	N-P ^b	2				2		
<i>Geophagus proximus</i>	N-P	2					2	
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	N-P	3					2	1
<i>Prochilodus nigricans</i>	N-P	4	1	3				
<i>Schizodon vittatum</i>	N-P	1		1				
<i>Semaprochilodus insignis</i>	N-P	13	11	2				
<i>Liposarcus sp</i>	N-P	7		1	3	1	2	
<i>Hemiodus microlepis</i>	N-P	16					13	3
<i>Cichla sp</i>	P ^b	2	1	1				
<i>Cichla monoculus</i>	P	2		1	1			
<i>Hoplias malabaricus</i>	P	8	1		1	3	3	
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	P	4		4				
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	P	3						3
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	P	1	1					
Nombre total de N-P		48						
Nombre total de P		20						

^aRégime alimentaire (R.A.). ^b Non prédateur (N-P) et prédateur (P) (Ferreira et al., 1998).

Tableau 2- Description des sites d'échantillonnage

Site	Type de milieu	*Usages sur le bassin versant (%)	**Forêt sur le bassin versant (%)	Profondeur (m)	T (°C)	Hg total dissous (ng/L)
ITA	Rivière (lotique)	31	62	4,0	27,5	1,47±0,22
PAR	Chenal (lotique)	22	70	4,1	31	0,46±0,05
RES	Baie (lentique)	3	95	1,25	31	0,71±0,06
JAC	Lac (lentique)	30	68	1,25	n.d. [†]	0,75±0,04
CUP	Rivière (lotique)	14	83	2,6	28	1,45±0,12
CAP	Lac (lentique)	4	80	2,4	n.d.	n.d.

* Ce pourcentage inclut les surfaces agricoles (pâturages, herbacées, jachères), les surfaces de caatingas et les sols nus présents sur les bassins versants. Cette dernière catégorie inclut le sable, les routes et les bâtiments). ** Ce pourcentage inclut les forêts humides et les forêts drainées des bassins versants. † n.d. = données non déterminées.

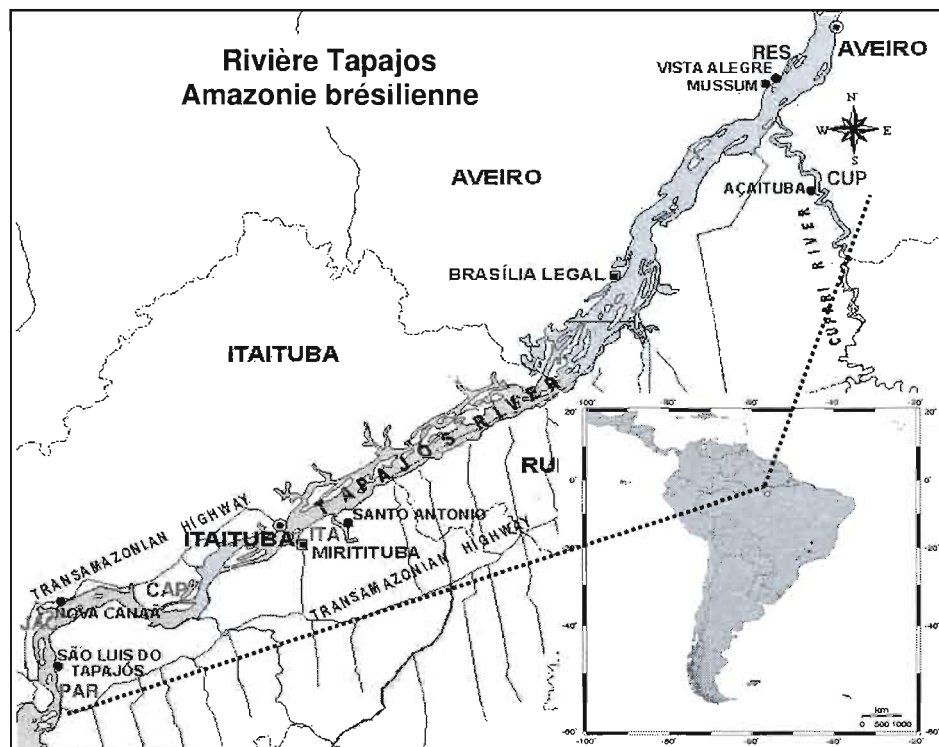


Figure 1- La région à l'étude et les 6 sites d'échantillonnages (PAR, JAC, CAP, ITA, RES et CUP).

3. Résultats

Dans la présente étude, les concentrations en Hg dans les muscles des poissons ont varié de 55 à 1360 ng/g (poids sec) et de 1820 à 8555 ng/g (poids sec) dans les poissons N-P et P respectivement. Les poissons P ont en moyenne 7 fois plus de Hg dans leurs tissus musculaires que les poissons N-P ($p < 0,001$) (Tableau 3).

Les concentrations en Hg dans les gonades des poissons ont varié respectivement chez les poissons N-P et P de 15 à 304 ng/g (p.s.) et de 194 à 2207 ng/ (p.s.) et en MeHg de 5 à 158 ng/g (p.s.) et de 168 à 2185 ng/g (p.s.). La concentration moyenne de Hg retrouvée dans les gonades des poissons P a été environ 13 fois plus élevée que celle des poissons N-P ($p < 0,001$) et la teneur moyenne en MeHg a été 24 fois supérieure à celle mesurée dans les gonades des poissons N-P ($p < 0,001$). Les tissus musculaires des poissons N-P et P ont été respectivement 8 et 5 fois plus contaminés au Hg que les gonades (Tableau 3).

Tableau 3- Moyennes et écart-types des concentrations en Hg dans les tissus musculaires et dans les gonades ainsi que des teneurs et pourcentages en MeHg mesurées seulement dans les gonades des deux groupes de poissons.

R. A.*	Taille (cm)	**	Hg muscle ng/g	**	Hg gonades n/g	**	MeHg gonades ng/g	**	% MeHg gonades	**
N-P	24,5	6,8	512	358	62	56	30	30	51	18
P	31,6	5,6	3725	1812	792	651	712	641	87	14

*R.A. = régime alimentaire selon Ferreira et al. (1998). ** = écart-type. Les concentrations sont présentées en poids sec.

Dans l'analyse de l'ensemble des données de Hg mesurés dans les gonades des poissons P et N-P, on observe l'existence de deux niveaux de contamination. Dans le cas des poissons N-P, le groupe présentant des niveaux plus élevés de Hg dans les gonades est principalement composé par *S. insignis* (28%) tandis que le groupe présentant les niveaux plus bas est particulièrement composé par *H. microlepis* (33%). Dans le cas des poissons P, le groupe présentant des niveaux plus élevés de Hg dans les gonades comporte les piranhas et les

tucunarés (*S. eigemanni*; *S. rhombeus* et *C. sp*) (44%) tandis que le groupe présentant les niveaux plus faibles de Hg dans les gonades a été essentiellement composé par *H. malabaricus* et *P. squamosissimus* (56%) (Figure 2A). De plus, il ressort de nos données que les teneurs en Hg et en MeHg des gonades des poissons P capturés dans les milieux lotiques (PAR, ITA et CUP) soient nettement plus élevées que celles des poissons P capturés dans les milieux lenticues à l'étude ($p < 0,0001$) (Figure 2B). Cette différence n'est pas observée dans les concentrations de Hg mesurées dans les tissus musculaires des deux groupes de poissons (N-P : $p = 0,4890$ et P : $p = 0,4752$).

Une corrélation linéaire positive entre les concentrations en Hg dans les gonades et celles dans les tissus musculaires des poissons a été identifiée (N=60; $R^2=0,76$; $p<0,0001$; $\log(\text{Hg gonades}) = -0,878976 + 0,9963316 \log(\text{Hg tissus})$). In fine, on retrouve une corrélation plus faible quand on sépare les deux groupes de poissons (N-P : $R^2=0,44$; $p < 0,0001$; $\log(\text{Hg gonades}) = 0,1408465 + 0,5850496 \log(\text{Hg tissus})$; N=42) et P : $R^2= 0,28$; $p = 0,0242$; $\log(\text{Hg gonades}) = -1,156337 + 1,1104942 \log(\text{Hg muscles})$; N = 18) (Figure 2 A). La même tendance a été observée entre les concentrations de MeHg mesurées dans les gonades et celles dans les tissus musculaires des poissons (N=58; $R^2=0,82$; $p < 0,0001$; $\log(\text{MeHg gonades}) = -1,782697 + 1,2276379 \log(\text{Hg tissus})$). Une corrélation hautement significative a été vérifiée dans les cas des poissons N-P (N=40; $R^2=0,61$; $p<0,0001$; $\log(\text{MeHg gonades}) = -0,572861 + 0,7360387 \log(\text{Hg tissus})$) et seulement une tendance a été mise en évidence dans les cas des poissons P (N=18; $R^2=0,21$; $p=0,0574$; $\log(\text{MeHg gonades}) = -0,923994 + 1,0292883 \log(\text{Hg muscles})$) (Figure 2 B).

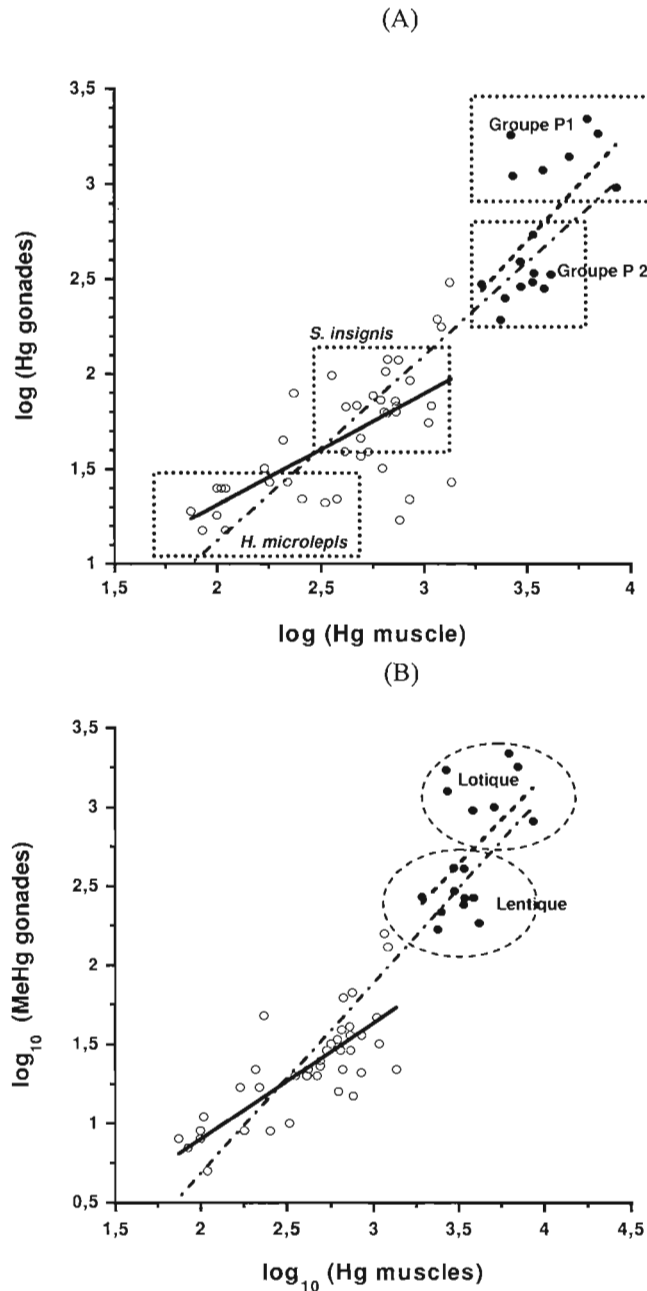


Figure 2 A et B- Régressions linéaires entre le Hg et le MeHg dans les gonades et le Hg dans le tissu des poissons non-prédateurs ○ et prédateurs ●. Le groupe P 1 est composé par *S. eigamni*; *S. rhombus* et *C. sp* et le groupe P 2 par *H. malabaricus* et *P. squamosissimus*.

Le tableau des corrélations montre qu'en effet le niveau de Hg présent dans les gonades est proportionnel à celui retrouvé dans les muscles des poissons P et N-P. Cette même tendance a été observée entre les concentrations de MeHg mesurées dans les gonades et les concentrations de Hg mesurées dans les muscles des poissons N-P. Dans les deux groupes de poissons, une corrélation statistiquement significative a été vérifiée entre les teneurs de Hg dans les muscles et les tailles des poissons (Tableau 4). Une corrélation entre le Hg dans les gonades et les tailles n'a pas été vérifiée chez les deux groupes de poissons. Les teneurs en MeHg mesurées dans les gonades ont été positivement corrélées avec les tailles des poissons N-P. Ce qui n'a pas été vérifié dans les cas des poissons P (Tableau 4).

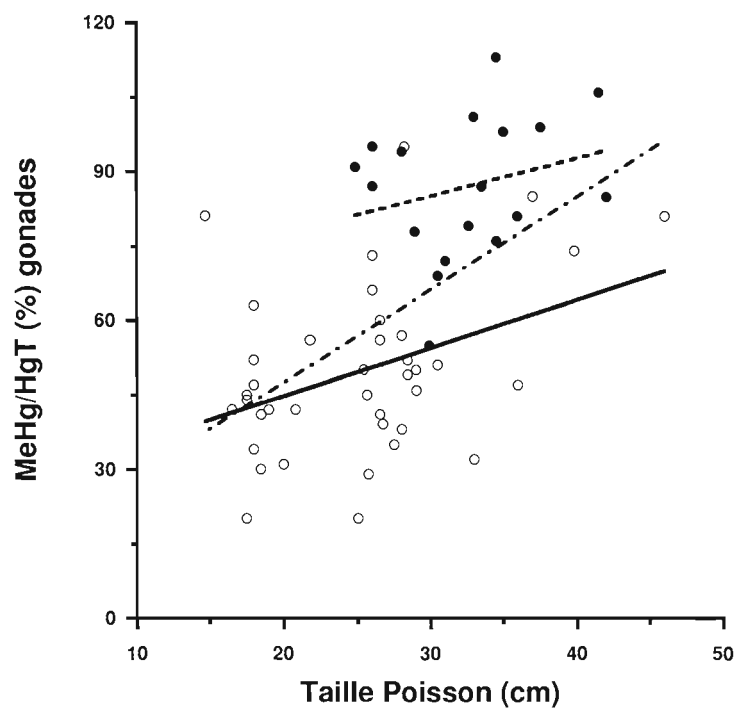
Tableau 4- Corrélations des paires des variables à l'étude chez les poissons N-P et P. La valeur de p est indiquée entre parenthèses.

N-P	Log (Hg muscle)	Log (Hg gonades)	Log (MeHg gonades)	Taille poisson (cm)
Log (Hg muscle)	1			
Log (Hg gonades)	0,6990 (0,0000)	1		
Log (MeHg gonades)	0,8020 (0,0000)	0,9001 (0,0000)	1	
Taille poisson (cm)	0,6814 (0,0000)	0,3890 (0,0676)	0,4846 (0,0018)	1

P	Log (Hg muscle)	Log (Hg gonades)	Log (MeHg gonades)	Taille poisson (cm)
Log (Hg muscle)	1			
Log (Hg gonades)	0,5283 (0,0242)	1		
Log (MeHg gonades)	0,4557 (0,0574)	0,9833 (0,0000)	1	
Taille poisson (cm)	0,5324 (0,0150)	0,1464 (0,5400)	0,1426 (0,5437)	1

Les proportions moyennes de MeHg dans les concentrations de Hg total dans les gonades ont été de 51% (Écart-type = 18) et de 87% (Écart-type = 14) chez les poissons N-P et P respectivement. Globalement, les proportions de MeHg mesurées dans les gonades augmentent avec la taille des poissons (relation observée : MeHg/HgT (%) gonades =

$10,017363 + 1,8723361$ taille poisson (cm) (N=57; $R^2=0,32$; $p < 0,0001$) (Figure 3). Par contre, cette corrélation est plus faible chez les poissons N-P (N=39; $R^2=0,15$; $p = 0,0148$) et elle n'est pas statistiquement significative chez les poissons P (N=18; $R^2=0,07$; $p = 0,2941$)



(Figure 3).

Figure 3- Régression linéaire entre les proportions de MeHg et les tailles des poissons non-prédateurs ○ et prédateurs ●.

La troisième droite représente la régression générale provenant de l'ensemble des données.

4. Discussion

De nombreux travaux de recherche ont été menés au Brésil au cours des deux dernières décennies sur la contamination mercurielle dans le bassin de l'Amazone. Cette contamination d'origine anthropique est attribuée en partie aux activités d'orpaillage (Malm, 1998) et également aux apports provenant du processus d'érosion des sols, pouvant être relié à la déforestation, aux aménagements urbains ou aux activités agricoles (Roulet et al., 1998; 2000; Farella et al., 2006; 2007). En effet, les sols amazoniens sont naturellement riches en Hg, les charges cumulées en ce métal lourd par unité de surface pouvant être plusieurs dizaines de fois supérieures à celles mesurées dans les sols des régions tempérées et boréales de l'hémisphère Nord.

Dans la présente étude, seulement les espèces prédatrices ont présenté des concentrations dépassant 500 ng/g (poids frais). Rappelons que la norme de commercialisation des poissons actuellement appliquée sur les continents Nord et Sud-américains est de 500 ng/g (poids frais) ou 2 500 ng/g (poids sec), à l'exception de certaines espèces comme le thon. In fine, les poissons dépassant cette limite ont représenté 22% de l'ensemble de l'échantillonnage total et 83% de l'ensemble des poissons P. Ces pourcentages sont supérieurs à ceux identifiés par Sampaio da Silva et al (2005) chez les poissons provenant d'un autre secteur du bassin du Tapajós. Ceci peut être expliqué par le fait que dans ce chapitre nous considérons seulement des spécimens adultes dans notre analyse. Le Hg mesuré dans le tissu musculaire des poissons P était considérablement plus élevé que celui mesuré chez les poissons N-P, ce qui peut être directement relié à la biomagnification de ce métal au long de la chaîne trophique (Lebel et al; 1997; Santos et al., 2000; Sampaio da Silva, 2005; 2006).

Il est reconnu que la plupart du Hg accumulé dans la chair des poissons se retrouve sous la forme de MeHg (WHO IPCS, 1989 ; USEPA, 1997; INERIS, 2003 ; Slooff et al., 1995). L'accumulation du MeHg est un processus dynamique où la distribution initiale débute dans le sang, suivi de l'accumulation dans les reins, la rate, le foie et le cerveau (Goldstein et al., 1996, Schultz et Neuman, 1997). Par contre, à long terme le MeHg est préférentiellement

séquestré dans les muscles. Ce stockage du MeHg peut être un mécanisme de protection des poissons puisqu'il réduit l'exposition du système nerveux central (Wiener et al., 2003).

Nos données montrent que les concentrations moyennes de Hg retrouvées dans les tissus musculaires de deux groupes de poissons à l'étude ont été significativement plus élevées que celles retrouvées dans les gonades de ces poissons. Dans le même ordre d'idée, Webb et al. (2006) ont démontré que les mâles et femelles confondus de l'esturgeon (*Acipenser transmonatus*), provenant de la rivière Columbia au nord-ouest Pacifique, avaient 6 fois plus de Hg dans la chair que dans les gonades. Cizdziel et al. (2003) ont déterminé les concentrations de Hg dans sept tissus de 59 spécimens de bar rayé (*Morone saxatilis*) capturés dans le lac Mead aux États Unis. Les teneurs moyennes de Hg (ng/g poids frais) ont suivi la tendance suivante en ordre décroissant: foie (531), muscle (309), cœur (186), gonades (136), cerveau (77), branchies (52) et sang (36). À notre connaissance, aucune information sur l'organotropisme du Hg n'est actuellement disponible pour les poissons du bassin du Tapajós.

La distribution du Hg dans les organes de poissons est le résultat de l'action et de l'interaction de trois ensembles de facteurs écotoxicologiques : (i) les conditions d'exposition, notamment l'importance des voies d'ingestion (eau ou proie) et les formes chimiques du métal; (ii) les caractéristiques physico-chimiques des biotopes (eau et sédiment), affectant la spéciation du Hg, la disponibilité bio-chimiques ainsi que les fonctions physiologiques et biochimiques des organismes; (iii) les propriétés structurales et fonctionnelles des différentes espèces de poissons qui pourraient affecter le passage du Hg à travers les barrières biologiques au niveau des intestins et des branchies, le processus de stockage dans les tissus et dans les cellules et les mécanismes de dépuratation/excrétion (Boudou and Ribeyre, 1996, 1997; Jackson, 1998; Wiener et al., 2003). De plus, la position relative des organismes au sein des réseaux trophiques va conditionner l'importance relative des voies de pénétration du contaminant.

Entre les écosystèmes tropicaux et tempérés, il y a une différence capitale sur le plan biologique qui peut rendre les premiers plus vulnérables. Les écosystèmes tropicaux abritent

un plus grand nombre d'espèces et la niche de chacune d'entre elles devient alors plus étroite. Dans les deux types d'écosystème, les prédateurs supérieurs sont en effet les espèces les plus exposées au Hg mais, sous les tropiques, chaque espèce compte relativement moins d'individus, ce qui peut considérablement aggraver l'effet de la perte d'individus (Burger, 1997). Des teneurs en Hg aillant jusqu'à 2207 ng/g (p.s.) ont été observées dans les gonades des poissons P. Wiener et Spry, 1996 ont conclu que, bien que l'exposition directe au MeHg dans l'eau ne cause généralement pas de graves problèmes chez le poisson adulte, l'exposition indirecte par l'alimentation et le transfert maternel du MeHg aux oeufs et aux embryons a des effets lorsque la concentration atteint 1 % des niveaux entraînant des effets observables chez l'adulte. Les concentrations élevées mises en évidence chez les poissons P ont le potentiel d'engendrer des effets dommageables à la santé de ce groupe et peuvent représenter un risque à la santé de leurs prédateurs naturels tels, les oiseaux, les dauphins et les humains. Il est d'ailleurs reconnu que les oiseaux piscivores vivant dans des régions où les poissons contiennent beaucoup de Hg risquent d'avoir des problèmes de reproduction et de comportement (Scheuhammer, 1995. Aucune étude visant à identifier les niveaux de Hg et l'exposition des oiseaux du bassin du Tapajós à ce métal n'a encore été publiée.

À la manière du Hg dans la chair des poissons N-P et P, le Hg mesuré dans les gonades s'était montré très variable à l'intérieur même des deux groupes étudiés. En effet, nos données ont suggéré une variation dans le niveau de contamination au Hg des gonades selon les espèces. De plus, des teneurs en Hg et en MeHg plus élevées ont également été observées chez les poissons P capturés dans les milieux lotiques par rapport à ceux capturés dans les milieux lentiques.

Nos données ont montré une corrélation statistiquement significative entre les teneurs de Hg dans les muscles et les tailles des poissons P et N-P. En milieu tempéré, les concentrations en Hg dans les muscles augmentent généralement avec l'âge et la taille des poissons (Sorensen, 1991; Morel, 1998; Stafford et Haines, 1997; Mauk et Brown, 2001). Cependant, cette corrélation a été moins souvent décrite dans les études portant sur les poissons amazoniens. Par exemple, Sampaio da Silva, 2002; Sampaio da Silva et al., 2006; Roulet et Maury-Branchet (2001) ont mis en lumière l'absence de variation des teneurs en Hg avec la taille de

plusieurs espèces de poisson d'importance commerciale dans le fleuve Tapajós. En plus, ces auteurs mentionnent aussi l'existence d'autres corrélations telles que des accumulations linéaires négatives et des accumulations non-linéaires positives et négatives du Hg au cours du cycle de vie des espèces étudiées.

Dans une analyse globale, incluant les poissons P et N-P, une corrélation entre le Hg et le MeHg dans les gonades et les tailles des poissons a été vérifiée. Cependant, cette corrélation n'a pas été confirmée chez les poissons P dans une analyse par groupe trophique. Nous émettons ici une mise en garde au sujet de la plage relativement étroite de la taille des poissons récoltés pour nos analyses. En effet, seulement des spécimens femelles adultes ont été considérés. De plus, ces spécimens appartiennent à différentes espèces faisant partie des catégories : «petits poissons» (composée par des espèces ayant une taille totale maximale inférieure à 200 mm) ; «poissons moyens » (composée par des espèces entre 200 et 400 mm) et «grands poissons» (composée par des espèces plus grandes que 400 mm) (Vazzoler, 1996). Contrairement à nos résultats, Cizdziel et al. (2003) ont observé que le Hg mesuré dans les gonades a été rarement corrélé avec le Hg mesuré dans d'autres tissus du poisson. Bien que les données obtenues par ces auteurs suggèrent que le degré de corrélation augmente avec le niveau trophique, c'est-à-dire, chez les poissons situés au sommet de la chaîne alimentaire, ils ont émis une réserve en raison du faible nombre d'échantillons analysés.

Les proportions moyennes de MeHg dans les concentrations de Hg total dans les gonades ont été plus importantes chez les poissons P (moyenne de 87%) comparativement aux poissons N-P (moyenne de 51%). Cette proportion moyenne de MeHg observée chez les poissons P est similaire aux proportions observées chez deux espèces des bassins des rivières Eastmain et Rupert au Canada, soit le doré jaune (*Stizostedion vitium*) (97%) et le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) (81%) (Genivar et Hydro-Québec, 2004). Dans notre étude, les fourchettes de valeurs ont été respectivement de 20 à 95% et de 55 à 113% chez les poissons N-P et P. Remarquons que les erreurs relatives associées à la précision des méthodes d'analyses du MeHg, lorsque cumulées, peuvent atteindre 20% et résulter en des valeurs totales supérieures à 100%. Globalement, les concentrations et les proportions de MeHg mesurées dans les gonades augmentent avec la taille des poissons, ce qui nous permet de

suggérer que plus les poissons sont vieux plus les gonades sont contaminées. Larose et al. (2007) ont récemment étudié la toxicocinétique de deux formes de Hg chez *Sander vitreus* de quatre lacs de la région d'Abiti-Témiscamingue, Québec. Les auteurs ont observé que le Hg dans les muscles et les foies ont augmenté avec l'âge des poissons provenant de trois des lacs étudiés tandis que les proportions de MeHg sont demeurées stables. Cependant, contrairement à nos résultats, dans les foies des poissons le pourcentage de MeHg a diminué avec l'âge. Selon ces auteurs, ceci suggère probablement la présence d'un processus lent de déméthylation.

5. Conclusions

Nous avons mis en évidence le phénomène de bio-amplification du Hg chez les poissons étudiés et nous avons également observé que les concentrations de Hg sont systématiquement plus élevées dans les muscles que dans les gonades.

Dans un deuxième ordre d'idée, nous avons vérifié que les gonades des poissons femelles P sont beaucoup plus contaminées que celles des poissons N-P. Ces concentrations élevées peuvent représenter un danger pour la santé de ce groupe sensible. Les effets nuisibles potentiels du Hg sur la reproduction des poissons P peuvent également avoir des implications au niveau de la structure des populations à l'échelle du bassin du Tapajós puisque la diminution du nombre de poissons prédateurs peut mener à des déséquilibres importants dans toute la chaîne trophique (Carpenter et al, 1985). Il ressort de nos résultats que le niveau de contamination au Hg des gonades peut varier selon les espèces de poissons et également selon le type d'habitat dans le cas des poissons P. Cette dernière observation suggère alors que les caractéristiques des biotopes, pouvant affecter la spéciation du Hg et la disponibilité bio-chimiques ainsi que les fonctions physiologiques et biochimiques des organismes puisse jouer un rôle dans l'organotropisme du Hg chez les poissons du bassin du Tapajós.

Les corrélations entre les concentrations de Hg mesurées dans les muscles et celles obtenues dans les gonades sont significatives chez les poissons N-P et P. Cela démontre que l'évaluation des concentrations dans les gonades peut être utilisée pour estimer celles dans les muscles et vice-versa. Les proportions moyennes de MeHg dans les concentrations de Hg

total dans les gonades ont été plus élevées chez les poissons P comparativement aux poissons N-P. Globalement, les teneurs et les proportions de MeHg mesurées dans les gonades augmentent avec la taille des poissons. Ce qui nous permet de suggérer que plus les poissons sont vieux plus les gonades sont contaminées. Finalement, étant donné la consommation des gonades par les populations autochtones et riveraines de l'Amazonie, le niveau de contamination au Hg des gonades des poissons P ne doit pas être négligé dans les études épidémiologiques d'exposition humaine. Des travaux visant un suivi et le développement des connaissances sur les effets du Hg sur la santé reproductive des poissons amazoniens sont souhaitables.

Remerciements

Nous aimerions remercier les riverains et riveraines vivant sur les rives du rio Tapajós et plus spécialement les pêcheurs qui ont travaillé comme assistants lors de notre terrain. Merci à Hugo Poirier et Marilane pour votre participation clé dans l'organisation et exécution de la collecte des données. Ce manuscrit a bénéficié des commentaires et suggestions de Ana Amélia Boschio. Cette recherche s'insère dans la 3ème phase du Projet Caruso et a été financée par Centre de Recherches pour le Développement International (CRDI) du Canada.

Références bibliographiques

- Amiard, J.-C. (1978). Modalités de la contamination d'une chaîne trophique marine benthique par l'argent 110 m. *Helgoland Marine Research*, 31 (4): 444-456.
- Amiard, J.C.; Amiard-Triquet, C.; Metayer, C.; Ferré, R. (1983). Étude du transfert de quelques oligo-éléments métalliques entre le milieu sédimentaire estuarien et les poissons plats "mangeurs de sédiments". *Marine Environmental Research*, 10(3) : 159-171.
- Boudou et F. Ribeyre (1996). Mercury in the food webs: accumulation and transfer mechanisms. In: H. Sigel and A. Sigel, (Ed.). *Mercury and its effects on environment and biology*, Marcel Dekker, New York, pp. 289-319.
- Boudou, A. et Ribeyre, F. (1997). Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to the cellular and molecular levels. *Environ Health Perspective*, 105 : 21-35.
- Burger, J. (1997). Ecological effects and biomonitoring for mercury in tropical ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 97(3-4) : 265-272.
- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 : 244-252.
- Carpenter, S.R.; Kitchell, J.F.; Hodgson, J.R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10) : 634-639.
- Cizdziel, J.V.; Pollard, J.; Hinners, T.; Cross, C. (2003). Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, U.S.A. *Journal of Environmental Monitoring*, 5:1-8.
- Farella, N.; Davidson, R.; Lucotte, M.; Daigle, S. (2007). Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 449-462.
- Farella, N.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Daigle, S. (2006). Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. *Science of the Total Environment*, 368: 19-29.
- Farella, N.; Lucotte, M.; Louchouart, P.; Roulet, M. (2001). Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, 32: 1443-1458.
- Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J. A. S.; Santos, G. M. (1998). *Coleção peixes da Amazônia*. Publicações IBAMA.
- Goldstein, R.M.; Brigham, M.E.; Stauffer, J.C. (1996). Comparison of mercury concentrations in liver, muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North.
- INERIS. (2003). Mercure et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Institut National de l'Environnement industriel et de Risques.
- Jackson, T.A. (1998). Mercury in aquatic ecosystems. In: W.J. Langston and M.J. Bebianno (Ed.), *Metal metabolism in aquatic environments*, Chapman & Hall, London, pp. 97-159.
- Leaner, J.J. et Mason, R.P. (2002). Factors controlling the bioavailability of ingested methylmercury in channel catfish and atlantic sturgeon. *Environmental Science and Technology*, 36 : 5124-5129.
- Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Larribe, F. (1997). Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water, Air and Soil Pollution*, 97: 31-44.
- Lima-Junior, R.G.S.; Araujo, F.G.; Maia, M.F.; Braz Pinto, A.S. (2002). Evaluation of heavy metals in fish of Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research Section*, 89 : 171-179.

- Malins, D. C. et G. Ostrander, K. (1994). Aquatic toxicology: molecular, biochemical, and cellular perspectives. Boca Raton: Lewis Publishers, 539 p.
- Malm, O. (1998). Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Section A*, 77, 73–78.
- Mauk, R.J. et Brown, M.L. (2001). Selenium and mercury concentrations in brood-stock walleye collected from three sites on Lake Oahe. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40 : 257–263.
- Maury, R. et Engrand, P. (1986). Recherches en écotoxicologie expérimentale sur la bioaccumulation et les transferts du mercure dans un système sédiment-eau-macrophytes. Université de Bordeaux I, N°66 et N°67, 320 p.
- Morel, F.M.M.; Kraepiel, A.M.L.; Amyot, M. (1998). The chemical cycle and bioaccumulation of mercury *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29 : 543–566.
- Pichet, P.; K. Morrison; I. Rheault; Tremblay, A. (1999). Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples. In *Mercury in the biogeochemical cycle : Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec*. M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay (Ed.). Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. p. 41-52.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Courcelles, M.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. (2000). Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in Central Amazonia. *Chemical Geology*, 165: 243-266.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S. Rheault, I.; Farella, N., De Jesus Da Silva, E. Dezencourt, J.; Sousa Passos, C-J.; Santos Soares, G.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. (1998). The geochemistry of Hg 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*, 223: 1-24.
- Roulet, M.; Maury-Brachet, R. (2001). Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. In: J.P. Carmouze, M. Lucotte and A. Boudou, Editors, *Le mercure en Amazonie*, IRD, Paris, pp. 204–271.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Oliveira Santos, E.; Crossa, M. (2005). Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian amazon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165 (1-4), 77-94.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Crossa, M. (2006). Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira, *InterfacEHS*, 1: 1-31.
- Santos, E.C.O.; Jesus, I., M.; Camara, V.M.; Brabo, E.; Loureiro, E.B.; Mascarenhas, A.; Luiz, R.R.; Cleary, D.A. (2000). Mercury Exposure in Munduruku Indians from the Community of Sai Cinza, State of Para, Brazil. *Environmental Research Section*, 90: 98-03.
- Scheuhammer, A.M. (1995). Methyl mercury exposure and effects in piscivorous birds. *Proceedings of the 1995 Canadian Mercury Workshop*. Ecological Monitoring Coordinating Office, Canadian Wildlife Service, Environment Canada.
- Schultz, I. R. et M. C. Newman. (1997). Methyl mercury toxicokinetics in channel catfish (*Ictalurus punctatus*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*) after intravascular administration. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(5) : 990-996.
- Slooff, W.; Van Beelen, P.; Anne, J.A.; Janus J.A. 1995. *Integrated Criteria Document Mercury*. RIVM, n°601014008.

- Sorensen, E.M.B. (1991). Metal Poisoning in Fish. CRC Press, Boca Raton, FL., 374 p.
Concentrations, CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 297–339.
- Stafford, C.P., et Haines. (1997). Mercury concentrations in Maine sport fishes. Transactions - American Fisheries Society, 126 : 144-152.
- Bernstssen, M.H.G., Aatland, A., & Handyc, R.D. (2003). Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions and altered behavior in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. Aquatic Toxicology, 65, 55-72.
- USEPA. (1997). Fate and transport of mercury in the environment. Mercury study report to Congress. United States Environmental Protection Agency. EPA-452/R-97-005. <http://www.epa.gov>.
- Vazzoler, A.E.A.M. (1996). Biologia da reproducao de peixes teleosteos: teoria e pratica. Nupelia, Maringa-PR, 169p.
- Webb, M. A. H.; Feist, G. W.; Fitzpatrick, M. S.; Foster, E. P.; Schreck, C. B.; Plumlee, M.; Wong; C.; Gundersen, D. T. (2006). Mercury concentrations in gonad, liver, and muscle of white sturgeon *Acipenser transmontanus* in the Lower Columbia River. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 50(3) : 443-451.
- WHO IPCS. (1989). Environmental Health Criteria 86: Mercury environmental aspects. World Health Organization, Geneva. <http://www.inchem.org>.
- Wiener, J.G. et Spry, D.J. (1996). Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW (Ed.), Environmental contaminants in wildlife interpreting tissue concentrations. Lewis, Boca Raton, FL, p 297–339.
- Wiener, J.G.; Krabbenhoft, D.P.; Heinz, G.H.; Scheuhammer, A.M. (2003). Ecotoxicology of mercury. Chapter 16, in: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, Jr., G.A., and Cairns, Jr., J., (Ed.), Handbook of Ecotoxicology, (2d ed.): Boca Raton, Fla., CRC Press, p. 407–461.

CHAPITRE V

LA PRÉSENCE ANTAGONIQUE DU HG ET DU SE CHEZ 5 ESPÈCES DOMINANTES DE POISSONS DU BASSIN DU TAPAJOS (AMAZONIE BRÉSILIENNE)

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Paquet, S.; Lemire, M.; Rheault, I.; Normand, G.

Chapitre à soumettre pour publication dans sa version anglaise à *The Science of the Total Environment*

Résumé

Dans ce chapitre, nous documentons la présence de sélénium (Se) et son interaction avec le mercure (Hg) chez 5 espèces de poissons dominantes et appartenant à différents niveaux trophiques de 5 écosystèmes aquatiques situés dans le bassin du Tapajós. Les niveaux de Se sont rapportés en fonction des variations saisonnières et géographiques. Les spécimens de poissons ont été capturés à l'aide des filets maillant dans 2 milieux lotiques et dans 3 milieux lenticules. Ces échantillons proviennent de collectes réalisées lors de deux périodes distinctes de l'année (début de la décrue/2003 et étiage/2004). Les poissons des écosystèmes lotiques ont présenté les concentrations les plus élevées en Se comparativement à celles observées chez les poissons des écosystèmes lenticules. L'influence du niveau trophique des espèces sur l'accumulation du Se et du Hg a été nettement démontrée dans la présente étude. Des niveaux élevés en Hg et faibles en Se ont été observés chez les espèces situées au sommet de la chaîne trophique et des tendances inverses ont été observées chez les espèces situées en bas de la chaîne trophique. Les teneurs en Hg et en Se des poissons ont varié respectivement de 17 ng/g (chez *H. unimaculatus*) à 3502 ng/g (chez *A. falcistrotris*) et de 50 ng/g (chez *H. unimaculatus* et *A. falcistrotris*) à 1006 ng/g (chez *G. proximus*). Indépendamment du cycle hydrologique, une différence hautement significative a été vérifiée dans les concentrations de Hg et de Se parmi les espèces à l'étude. Les plus fortes concentrations moyennes en Se ont été mesurées chez l'espèce herbivore *G. proximus* et les plus faibles chez l'espèce piscivore *A. falcistrotris*. Malgré le fait que les concentrations de Se dans la chair de la plupart des poissons à l'étude dépassent rarement le seuil de $1 \mu\text{g/g}^{-1}$ poids humide, il est à rappeler que compte tenu de la forte consommation de produits de la pêche par les riverains vivant dans la région étudiée (en moyenne entre 9 et 13 repas-poissons par semaine), les poissons peuvent ainsi représenter une source quotidienne non-négligeable de Se dans leur régime alimentaire. Ceci est d'autant plus vrai que ces riverains sont au courant de leur exposition chronique au Hg et de l'importance de privilégier la consommation des poissons non-prédateurs au détriment des poissons prédateurs, plus fortement contaminés à ce métal. Un suivi visant à vérifier si leurs apports quotidiens demeurent à des niveaux adéquats s'impose donc. **Mots-clés:** Amazonie, poisson, mercure, sélénium

1. Introduction

Le sol constitue la principale source de sélénium (Se) dans l'environnement. À partir du sol, le Se (les sélénites ainsi que les séléniates) peut être absorbé par les plantes qui ont la capacité de le transformer en composés organiques, tels la sélénométhionine. Trois facteurs clés semblent être à l'origine de la distribution et la disponibilité du Se dans les sols et les eaux de drainage : les facteurs géographiques qui déterminent la source du Se (roche mère, formation des sols, etc.); les facteurs biologiques, climatiques et physico-chimiques (pH, composition chimique et minéralogique, surface adsorbante organique et état d'oxydo-réduction) qui influencent la migration, la rétention, la spéciation chimique et la biodisponibilité du Se des sols pour les plantes et l'intervention humaine qui pourrait altérer la dynamique du Se et influencer ainsi sa redistribution dans les écosystèmes (Dhillon et Dhillon, 1999; Lemly, 2004, Tan et al., 2002). Chez les organismes, la bioaccumulation du Se par la voie trophique apparaît plus importante que la bioaccumulation par la voie directe (Zhang et al., 1990; Besser et al., 1993). De ce fait, le phénomène de biotransformation au niveau des premiers maillons de la chaîne alimentaire conditionne les niveaux de bioaccumulation du Se chez les organismes de niveau trophique supérieur.

Il y a actuellement des données - parfois limitées - indiquant que le Se peut contrer les effets toxiques du mercure (Hg) (Rudd et al., 1980; Ebyl et al., 1969; Frost et Lish, 1976; Ohi et al., 1976; Magos et Webb, 1980). L'effet antagoniste entre ces deux éléments chez la perche jaune (*Perca flavescens*) et le brochet (*Sander Vitreus*) provenant de la région de Sudbury a été bien observé par Chen et al. (2001). Ces auteurs ont en effet mentionné que les teneurs de mercure total (HgT) étaient significativement inversement proportionnelles avec les teneurs en Se dans les tissus musculaires de ces deux espèces de poissons. Les résultats obtenus récemment par Belzile et al. (2006) laissent croire que le Se joue un rôle important en limitant l'assimilation du Hg aux niveaux inférieurs de la chaîne alimentaire aquatique. Les fortes concentrations de Se pourraient conduire à une assimilation préférentielle de cet élément sur celle du Hg à travers une adsorption compétitive sur des sites de liaison. Elles pourraient aussi restreindre la solubilité et la disponibilité du Hg chez les organismes aquatiques ou réduire la méthylation de ce métal dans les lacs. Ces dernières observations

seraient en accord avec des travaux antérieurs (Nuutinen et Kukkonen, 1998; Jackson 1991; Jin et al., 1997; 1999). Par contre, plusieurs lacunes demeurent encore dans la compréhension des mécanismes d'interaction entre le Hg et le Se chez les poissons. Dépendamment des niveaux auxquels on le retrouve, le Se est soit un micronutriment essentiel à la croissance et à la survie des mammifères, des oiseaux, des poissons et de plusieurs bactéries (Burau, 1985; Stadtman, 1979) soit un poison. La toxicité du Se dans l'environnement s'est déjà manifestée à plusieurs reprises, notamment par des effets sur la reproduction ou une mortalité accrue chez des populations de poissons et d'oiseaux aquatiques (Lemly, 2002; Ohlendorf, 2002; Hamilton, 2004; Lemly, 2004). Ainsi, le Se représente un intéressant paradoxe dans le domaine de la toxicologie aquatique.

Dans le chapitre 2 de cette thèse, il y a été démontré que les assemblages de poissons du bassin du Tapajós ne sont pas stables dans le temps et dans l'espace. De plus, ces assemblages sont plus diversifiés pendant l'étiage comparativement à la décrue. Il est d'ailleurs reconnu que les changements environnementaux survenant lors de l'étiage engendrent un important stress chez les communautés de poissons des milieux tropicaux. Des changements quantitatifs (c'est-à-dire, la longueur des chaînes trophiques) et qualitatifs (c'est-à-dire, dans la composition spécifique des chaînes trophiques) sont essentiels à la compréhension de la dynamique du Hg et Se dans les écosystèmes aquatiques tropicaux. En effet, la longueur des chaînes trophiques joue un rôle important dans les fonctions-clés d'un écosystème, comme le recyclage des nutriments, la productivité biologique ainsi que la bioaccumulation de contaminants (Post, 2002).

Des études précédentes ont déjà démontré à l'aide des signatures isotopiques de l'azote que les chaînes trophiques plus longues peuvent expliquer les concentrations plus élevées de contaminants persistants chez certaines populations de poissons (Cabana et Rasmussen, 1994; Kidd et al., 1995). Plusieurs auteurs ont déjà suggéré que les microorganismes liés aux détritiques des sédiments puissent être importants dans l'incorporation du Se dans la chaîne trophique des milieux aquatiques (Bender et al., 1991 ; Alaimo et al., 1994 ; Bowie et al., 1996 ; Canton et Van Derveer, 1997 ; de Souza et al., 1999 ; Hamilton et Lemly, 1999 ; Herbel et al., 2002 ; Hamilton et Buhl, 2003). De plus, il est accepté que des différences

dans la structure de la base de la chaîne alimentaire des milieux lenticques et lotiques soient à l'origine des différentes voies d'entrée du Se dans ces écosystèmes. Dans une étude récente, Orr et al. (2006) ont démontré que les organismes de niveau trophique élevé présents dans les milieux lenticques accumulaient des concentrations beaucoup plus élevées de Se que ceux provenant des milieux lotiques. Dans cette étude, les concentrations de Se chez les producteurs primaires aquatiques et la longueur des chaînes trophiques des deux types de milieux étaient comparables. Le cycle du Se dans les sédiments détritiques, soit la formation d'organosélénium et son passage subséquent à des niveaux trophiques supérieurs expliqueraient probablement les concentrations plus élevées de Se dans le tissu de poissons provenant des milieux lenticques comparativement aux poissons des milieux lotiques (Orr et al., 2006). En effet, le Se peut être plus facilement assimilé dans les chaînes trophiques des milieux lenticques en comparaison aux chaînes trophiques des milieux lotiques (Lillebo et al., 1988; Canton and Van Derveer, 1997; Lemly, 1999). Il est reconnu que les milieux lenticques sont plus favorables à l'accumulation, la bio-transformation et la remobilisation du Se à travers la chaîne trophique benthique déritique et les plantes enracinées (Lemly et Smith, 1987; Maier et Knight, 1994; Canton et Van Derveer, 1997).

La position des poissons au sommet des réseaux trophiques aquatiques leur confère un rôle d'intégrateur des processus sous-jacents à l'échelle écosystémique (Schindler et Scheuerell, 2002). En fait, la façon dont les poissons acquièrent le carbone qui les constitue est étroitement dépendante de l'ensemble des voies de transferts de carbone aux niveaux inférieurs du réseau trophique. Les études sur la composition isotopique des chaînes trophiques des écosystèmes aquatiques situés en Amérique du Sud ont été principalement réalisées dans le bassin du rio Parana (Vaz et al., 1999); dans le rio Orinoco (Hamilton et al., 1992; Hamilton et al., 1992b; Lewis et al., 2001) dans la région du Pantanal (Wantzen et al., 2002; Hamilton et al., 1996) et également dans le fleuve Amazone (Adis et Victoria, 2001; Araujo-Lima et al., 1986). Dans le bassin du rio Tapajós, Sampaio da Silva et al. (2005) ont étudié la bioaccumulation du Hg dans les réseaux trophiques aquatiques de 3 lacs à l'aide des isotopes stables du carbone et de l'azote. Ces auteurs ont démontré que la complexité des réseaux trophiques amazoniens, associée aux changements des variables environnementales

selon le milieu et/ou la saison, imposerait aux poissons une adaptabilité propre se traduisant par des contaminations mercurielles différenciées de l'ichtyofaune.

Il est généralement admis que les signatures isotopiques du carbone et de l'azote chez les poissons reflètent leur régime alimentaire. DeNiro et Epstein (1978) ont observé une variation dans le fractionnement du carbone ($\Delta = \delta^{13}\text{C}_{\text{animal}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{régime alimentaire}}$) entre $-0,6$ et $2,7\text{‰}$; Vander Zanden et Rasmussen (2001) ont obtenu des valeurs entre $-0,56$ et $0,70\text{‰}$ chez des truites provenant de différents lacs. Cependant, ces mêmes auteurs ont observé que les valeurs obtenues dans des expérimentations en laboratoire ont été beaucoup plus variables (entre $-2,1$ à $2,8\text{‰}$) et aussi que les organismes herbivores ont des valeurs de fractionnement significativement inférieures comparativement aux organismes non-herbivores. Dans une étude sur le régime alimentaire, DeNiro et Epstein (1981) ont observé un enrichissement moyen du $\delta^{15}\text{N}$ de $3,0 \pm 2,6\text{‰}$ dans la signature isotopique des animaux en fonction de leur alimentation. Minagwa et Wada (1984) ont mis en lumière un enrichissement de $3,4 \pm 1,1\text{‰}$ du $\delta^{15}\text{N}$ entre prédateurs et proies indépendamment de l'habitat.

L'objectif de ce chapitre est de documenter les niveaux de Se dans 5 espèces dominantes de poissons dans 5 milieux aquatiques du bassin du Tapajós et de connaître les relations de ceux-ci avec leurs positions trophiques. À la différence des plusieurs travaux déjà réalisés dans d'autres régions décrivant les niveaux de Se des poissons, cet article évalue également la variation des teneurs dans une échelle saisonnière et géographique. Nous avons également accordé une attention spéciale à l'étude de la relation entre le Se et le Hg mesurés dans les muscles des poissons étudiés.

2. Méthodologie

2.1. Échantillonnage

Les poissons ont été capturés à l'aide des filets maillants dans 5 milieux aquatiques situés dans le bassin du Tapajós. Les milieux lotiques sont localement appelés : Itapacurazinho (ITA) et Cupari (CUP) et les milieux lenticules : Jacaré (JAC); Restinga (RES) et Capitua (CAP). Les détails des pêches et des engins utilisés ont été décrits dans le chapitre 2 de cette thèse. Les échantillons proviennent de récoltes réalisées lors de deux périodes distinctes de l'année (début de la décrue/2003 et étiage/2004). La manipulation des spécimens a été faite de la façon suivante: identification de l'espèce, mesure de la longueur totale (cm) et de la masse (g); prélèvement d'une portion de tissu musculaire dorsal exempt de peau et d'arêtes pour les analyses du Hg total et finalement, la congélation des tissus musculaires jusqu'à l'analyse en laboratoire. Les espèces de poissons choisies sont présentées dans le tableau 1. Ces espèces occupent différents niveaux trophiques et sont dominantes dans le système du bassin du Tapajós (chapitre 2) et sont également très consommées par les populations riveraines locales (chapitre 1).

Tableau 1- Espèces de poissons récoltées et nombre de spécimens analysés

		CAP	CUP	ITA	JAC	RES	Régime*	ID espèce
<i>Geophagus proximus</i>	Décru	5	3	3	13	11	H	geo pro
	Étale	10	7	11	7	10		
<i>Anastomoides laticeps</i>	Décru	-	-	12	7	5	O	ana lat
	Étale	10	2	5	-	10		
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Décru	6	8	15	15	9	O	hem uni
	Étale	4	7	-	10	6		
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Décru	2	-	10	17	9	P	pla squ
	Étale	4	5	-	4	-		
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	Décru	-	4	11	3	1	P	ace falci
	Étale	12	-	10	10	10		

* H = herbivore, O = omnivore, P = piscivore (Ferreira et al., 1998).

2.2. Analyses des teneurs en Hg total

Les teneurs en Hg des échantillons ont été mesurées par fluorescence atomique d'après la méthode décrite par Pichet et al. (1999). Ces analyses ont été réalisées dans le laboratoire du GEOTOP de l'Université du Québec à Montréal. Brièvement, la préparation des échantillons a consisté dans un premier temps dans le pesage d'une portion de tissu musculaire dorsal exempt de peau et d'arêtes sur chacun des spécimens et ensuite dans le processus de digestion acide du prélèvement. Le digestat a été alors ramené à un volume final de 30 ml avec de l'eau, puis analysé par mesure de la fluorescence atomique du Hg libéré. Les résultats sont exprimés en poids humide. Cette méthode possède une limite de détection de 5 ng/g pour 1 mg d'échantillon sec.

2.3. Analyses des signatures isotopiques

Les analyses des signatures isotopiques des échantillons ont été réalisées par spectrométrie de masse. Brièvement, les échantillons lyophilisés ont été broyés et pesés dans des coupelles en étain. Les compositions isotopiques sont exprimées en différences relatives par comparaison à un étalon de référence. C'est l'unité δ ‰ qui est rapportée en parts pour mille. Le carbonate de la belemnite de Pee Dee et l'azote atmosphérique ont été utilisés comme valeurs standards pour les analyses de carbone et de l'azote respectivement.

$$*\delta X = [(R_{\text{échantillon}}/R_{\text{std}}) - 1] X 10^3. \text{ Où : } X = {}^{13}\text{C} \text{ ou } {}^{15}\text{N} \text{ et } R = {}^{13}\text{C} : {}^{12}\text{C} \text{ ou } {}^{15}\text{N} : {}^{14}\text{N}.$$

2.4. Analyses des teneurs en Se total

Les échantillons lyophilisés des tissus musculaires des poissons ont été analysés par spectrométrie d'absorption atomique dans le laboratoire du GEOTOP de l'Université du Québec à Montréal. Les échantillons ont d'abord passé par une étape de digestion et ensuite par une étape de réduction d'après une adaptation du protocole analytique décrit par Campos et al. (2002). Selon cette méthode, le Se réduit est transformé en hydruure volatil en faisant réagir l'échantillon avec du tétrahydroborate de sodium (NaBH_4 0,2% et NaOH 0,05% w/v) en milieu acide (HCl 10% v/v). L'hydruure est ensuite oxydé en Se élémentaire dans une cellule de quartz chauffée à 900 °C avant d'être dosé. La concentration de Se de l'échantillon est déterminée en comparant les absorbances des échantillons à celles d'une courbe basée sur

des solutions étalons. Les résultats sont exprimés en poids humide. La limite de détection de l'appareil est de 0,2 ppb en solution.

2.5. Analyses statistiques

L'analyse statistique des données a été exécutée en utilisant le logiciel de JMP 5.1. Le test-t a été utilisé afin de tester : la différence entre les signatures isotopiques de mêmes espèces capturées dans les milieux lenticules et lotiques à l'étude; la différence dans les teneurs en Se des groupes trophiques selon les saisons et également la position géographique des sites à l'étude. Des analyses de variance (ANOVA) ont été utilisées pour vérifier la variation des concentrations en Hg et de Se (log base 10) des différents groupes trophiques à l'étude. De plus, des analyses de régressions ont été effectuées afin de vérifier les corrélations entre: 1) les teneurs en Hg et en Se dans le tissu musculaire et la position trophique des poissons et 2) les concentrations de Se et de Hg dans les tissus des poissons.

3. Résultats

3.1. Les signatures isotopiques ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$) chez 5 espèces de poissons dominantes : type de milieu, saison, site et cycle de vie des espèces.

Les signatures isotopiques moyennes $\delta^{15}\text{N}$ sont plus élevées chez les prédateurs *P. squamosissimus* et *A. falcirostris* et plus faibles chez l'omnivore *H. unimaculatus*. L'enrichissement le plus important en ^{15}N a été observé chez *H. unimaculatus* (7‰). Des baisses importantes du $\delta^{13}\text{C}$ ont été observés au sein des espèces non-prédatrices à l'étude (*H. unimaculatus* : 18‰ ; *G. proximus* : 14‰ et *A. laticeps* : 10‰).

Globalement, un enrichissement significatif en ^{15}N chez toutes les espèces de poissons capturées dans les milieux lotiques est observé comparativement à ceux des milieux lentiques ($p < 0,0001$), à l'exception de *A. laticeps* ($p = 0,0899$, $n = 26$). Aucune différence dans la composition isotopique $\delta^{13}\text{C}$ de *A. falcirostris* et *A. laticeps* capturés dans l'un ou l'autre des milieux n'est observée. Par contre, un enrichissement significatif en ^{13}C chez *G. proximus* et *H. unimaculatus* capturés dans les milieux lentiques comparativement à ceux des milieux lotiques est observé ($p = 0,0007$, $n = 35$; $p = 0,0280$, $n = 26$ respectivement). De plus, un enrichissement en ^{13}C dans le sens contraire, c'est-à-dire dans les poissons capturés dans les milieux lotiques, est observé chez *P. squamosissimus* ($p < 0,0001$, $n = 21$) (Tableau 2).

Tableau 2- Signatures isotopiques et teneurs en Hg et en Se chez 5 espèces dominantes de poissons du bassin du Tapajós en Amazonie brésilienne (moyenne, écarts-type, minimum et maximum).

	<i>G. proximus</i>				<i>A. laticeps</i>				<i>H. unimaculatus</i>				<i>P. squamosissimus</i>				<i>A. falcistrostris</i>			
	N = 80				N = 51				N = 90				N = 69				N = 61			
	Moy	*	Min	Max	Moy	*	Min	Max	Moy	*	Min	Max	Moy	*	Min	Max	Moy	*	Min	Max
Taille (cm)	16,8	4,8	8,0	26,0	19,1	3,4	11,5	25,0	17,7	3,7	10,5	28,2	280	6,4	12,1	40,0	21,1	5,1	15,0	35,0
d ¹⁵ N (‰)	10,3	1,0	8,5	12,5	10,6	0,9	8,8	13,1	9,4	1,6	6,2	13,2	12,6	0,8	10,7	14,4	12,4	0,7	10,9	13,9
d ¹³ C (‰)	-29,9	3,2	-36,4	-22,8	-31,7	2,4	-35,9	-25,9	-31,1	3,4	-36,7	-18,9	-29,4	1,6	-33,9	-27,0	-30,8	1,3	-33,8	-28,5
Hg (ng/g)	152	86	41	390	205	158	55	703	109	105	17	709	573	398	130	2945	1000	701	48	3502
Se (ng/g)	323	173,7	76	1006	176	91,6	70	510	145	63,4	50	390	190	89,7	84	496	110	37	50	214

* Écart-type

Un enrichissement en ^{15}N chez *A. falcirostris* provenant de ITA est observé pendant l'étiage comparativement à la décrue ($p = 0,0253$). Un enrichissement en ^{15}N et en ^{13}C est également mis en évidence chez *P. squamosissimus* pendant la décrue comparativement à l'étiage ($p = 0,0019$ et $p < 0,0001$ respectivement). Lors de la décrue, un appauvrissement en ^{15}N chez *A. falcirostris* de JAC est observé comparativement à *A. falcirostris* de CUP et de ITA ($p = 0,0021$). Une variation spatiale hautement significative est également observée dans la composition isotopique $\delta^{15}\text{N}$ chez l'omnivore *H. unimaculatus*. Précisément, les valeurs les plus élevées sont identifiées chez les poissons provenant de ITA et de CUP comparativement à ceux provenant de RES, CAP et JAC.

Lors de l'étiage, un enrichissement en ^{15}N chez le piscivore *A. falcirostris* provenant de ITA est identifié comparativement à *A. falcirostris* provenant de CAP et de RES. La même situation se reproduit dans le cas de la signature $\delta^{15}\text{N}$ chez *G. proximus* provenant de ITA comparativement à *G. proximus* provenant de RES, de CUP et de CAP. Le $\delta^{15}\text{N}$ de *H. unimaculatus* provenant de ITA et de CUP est également significativement plus élevé que celui de *H. unimaculatus* provenant de RES et de CAP. Chez *P. squamosissimus* provenant de CAP, on note un appauvrissement en ^{15}N comparativement à *P. squamosissimus* capturés à ITA et à CUP.

Pendant la décrue, *G. proximus* récoltés à CAP, CUP et ITA présentent des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ nettement plus faibles comparativement aux valeurs observées chez les poissons récoltés à RES et à JAC. Cette même espèce capturée à ITA, CAP et CUP présente de faibles valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ comparativement aux poissons récoltés à RES lors de l'étiage. En décrue, *H. unimaculatus* récoltés à ITA, CAP et à JAC présentent des valeurs de ^{13}C appauvries comparativement à celles observées chez les poissons provenant de CUP et RES. De plus, on observe des valeurs significativement appauvries en ^{13}C chez cette même espèce lors de la décrue pour des poissons provenant ITA comparativement à celles pour des poissons provenant de RES.

Pendant l'étiage, *A. falcirostris* provenant de CAP et de ITA présente des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ significativement plus faibles que celles observées chez les poissons provenant de RES.

Chez *A. laticeps* provenant de CAP, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ sont plus faibles que celles observées chez les poissons récoltés à RES et à CUP. Chez *P. squamosissimus*, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ dans les tissus musculaires des poissons provenant de CAP sont nettement plus faibles que celles observées chez les poissons provenant de CUP et de ITA. Les signatures isotopiques $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ observées chez *H. unimaculatus*, *G. proximus* et *A. laticeps* sont très variables tout au long des cycles de vie de ces poissons (Figure 1, Annexe 1).

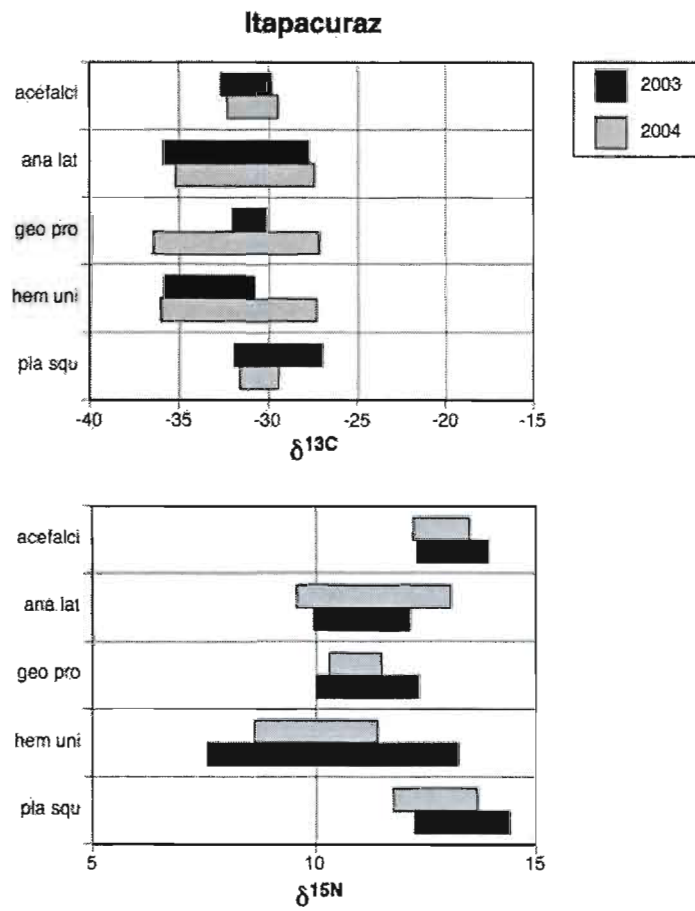


Figure 1a- Signatures isotopiques des poissons provenant de 5 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

L'année 2003 représente la décrue et l'année 2004 représente l'étiage.

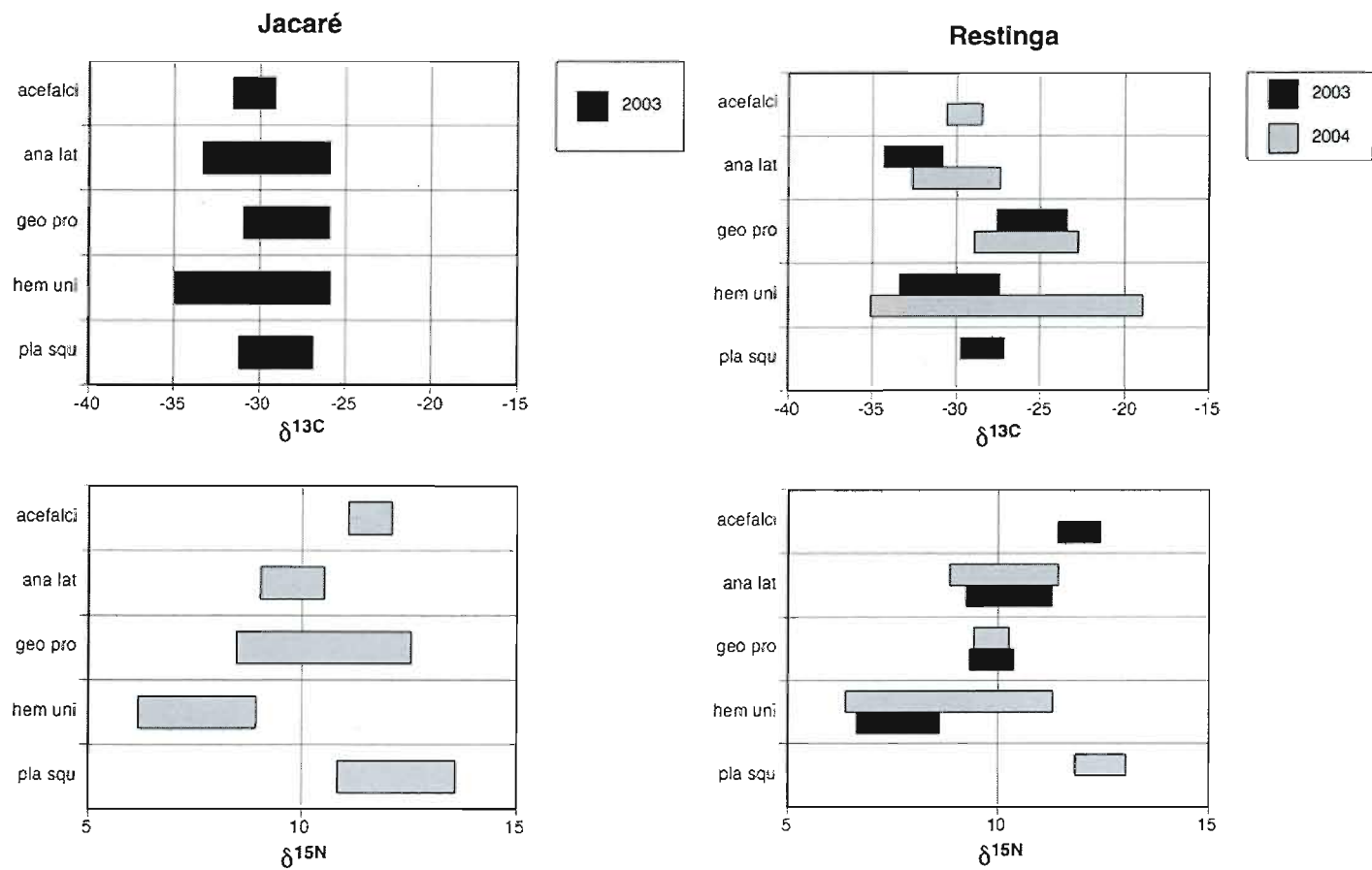


Figure 1b- Signatures isotopiques des poissons provenant de 5 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

L'année 2003 représente la décrue et l'année 2004 représente l'étiage.

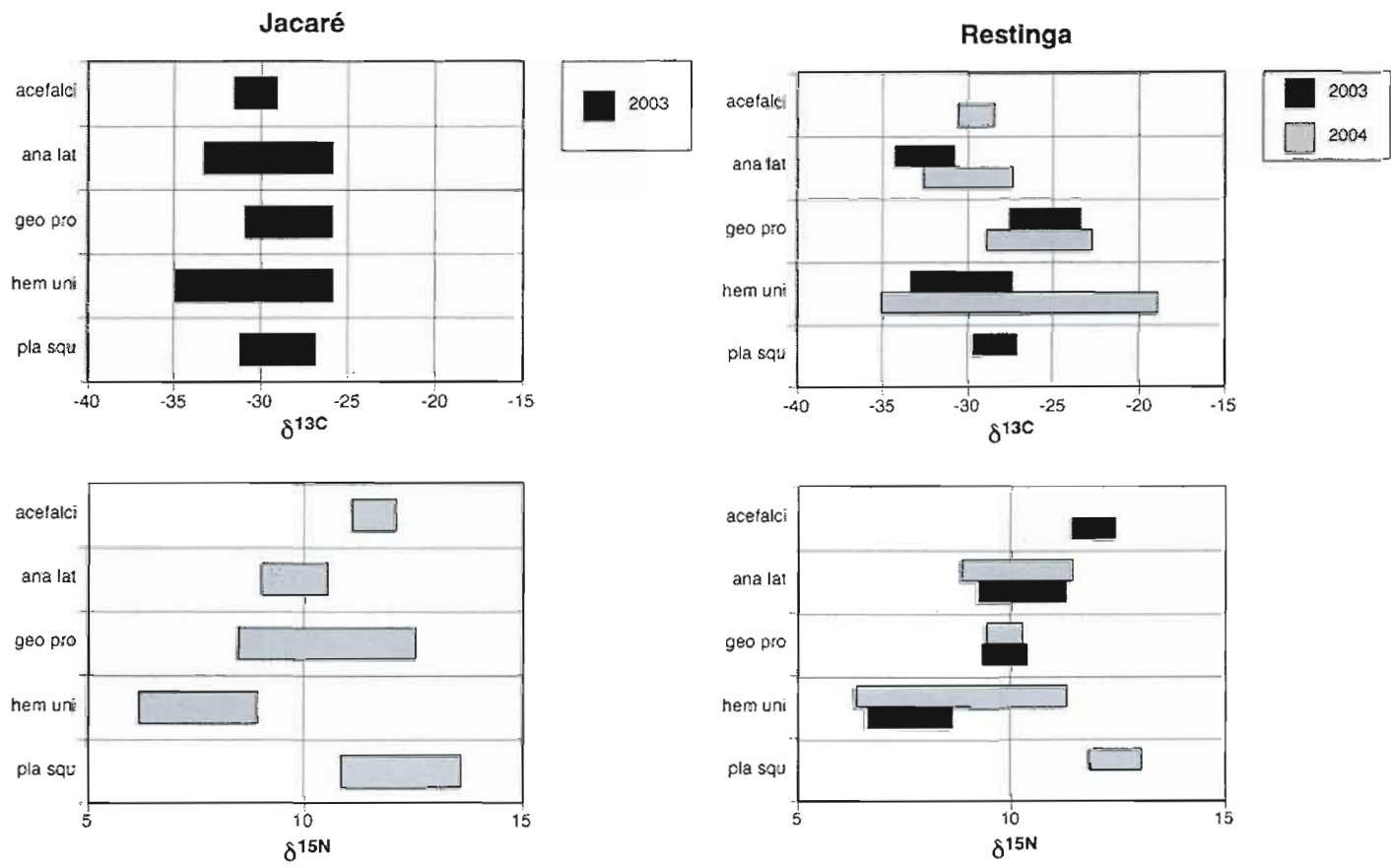


Figure 1c- Signatures isotopiques des poissons provenant de 5 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

L'année 2003 représente la décrue et l'année 2004 représente l'étiage.

Globalement on observe une corrélation négative entre les concentrations de Hg chez les poissons herbivores et omnivores et le $\delta^{13}\text{C}$. Ce qui n'est pas observé chez les poissons piscivores ($n = 98$; $p = 0,0657$). In fine, les corrélations entre les teneurs en Hg et les signatures isotopiques des muscles demeurent statistiquement significatives chez les poissons appartenant aux différents niveaux trophiques, à l'exception des piscivores capturés en étiage ($p = 0,4873$; $n = 40$). Au moyen d'analyses de régressions multiples, on observe ces corrélations selon les saisons à l'étude sur la figure 2 (A, B et C).

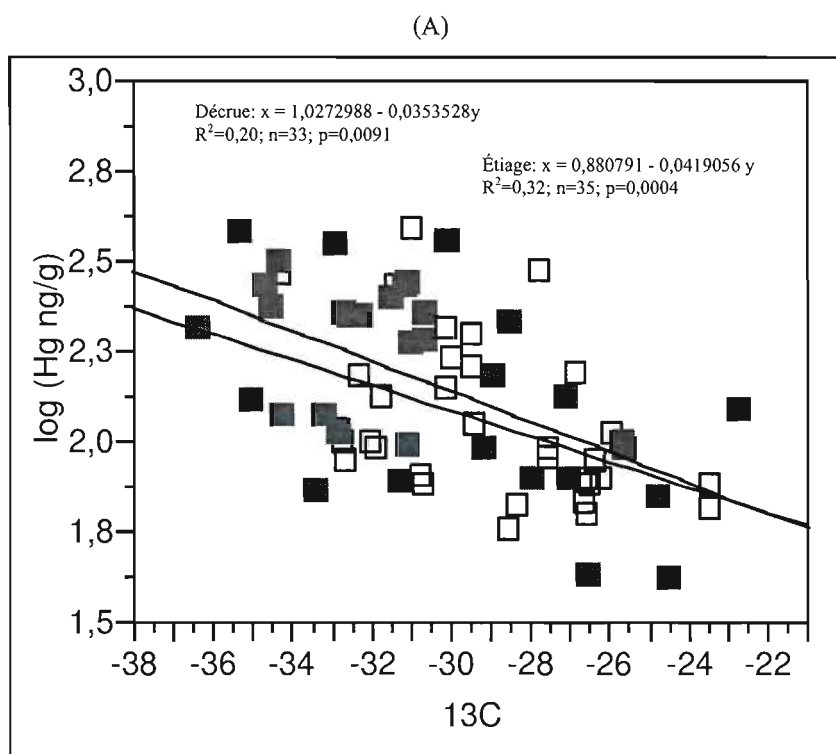


Figure 2- Relations entre le Hg et le $\delta^{13}\text{C}$ chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.

Les marqueurs vides et pleins ainsi que les droites ---- et — représentent respectivement la décrue et l'étiage.

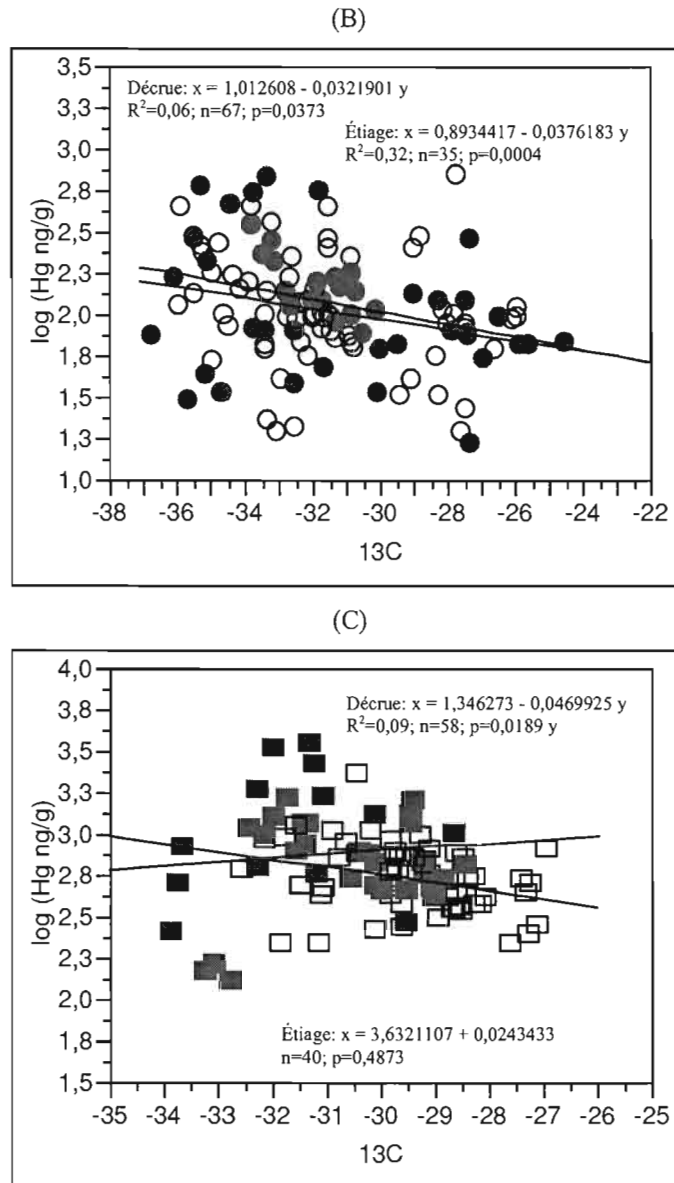


Figure 2 (suite)- Relations entre le Hg et le $\delta^{13}C$ chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.

Les marqueurs vides et pleins ainsi que les droites ---- et — représentent respectivement la décrue et l'étéage.

Lors de deux saisons, les concentrations moyennes en Se et en Hg sont nettement supérieures respectivement chez l'espèce herbivore *G. proximus* et chez l'espèce prédatrice *A. falcistrostris* (Tableau 3). En fait, on observe une accumulation antagonique de ces deux éléments tout au long des chaînes trophiques (Figure 3 et 4). Indépendamment des saisons, les concentrations de Se ont été significativement plus élevées chez les herbivores comparativement aux autres groupes trophiques. De plus, aucune différence n'est observée entre les niveaux de Se mesurés chez les omnivores et les piscivores. Globalement, les poissons omnivores et herbivores possèdent des signatures isotopiques similaires. Dans le cas du Hg, les poissons piscivores sont nettement plus contaminés que les autres groupes trophiques (Figure 4).

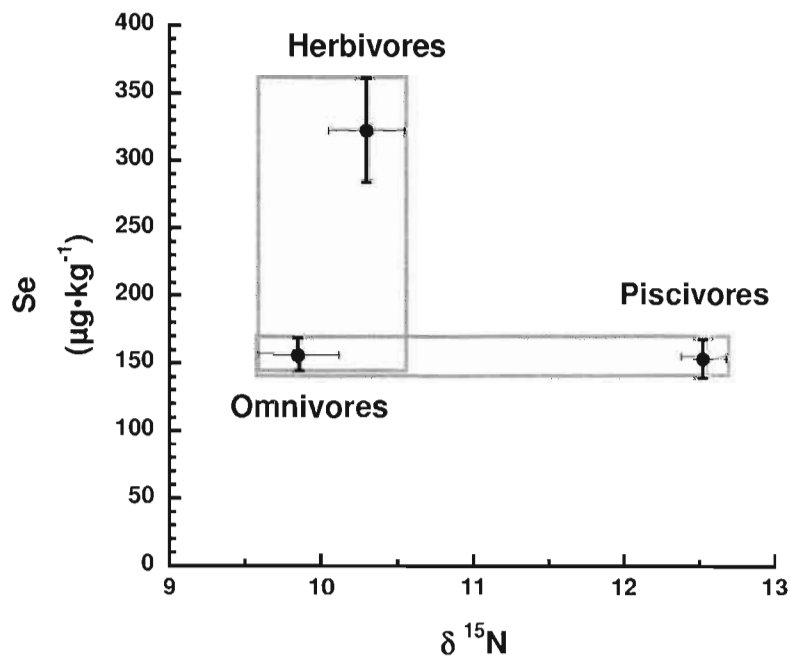


Figure 3- Accumulation du Se dans les divers groupes trophiques de poisson du bassin du Tapajós.

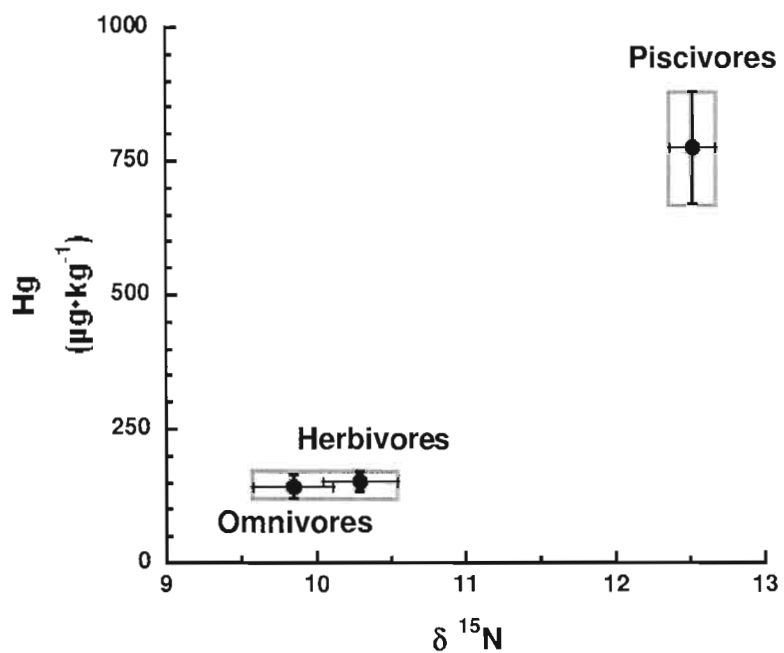


Figure 4- Accumulation du Hg dans les divers groupes trophiques de poisson du bassin du Tapajós.

3.2- Les concentrations en Se et en Hg chez 5 espèces de poissons dominantes : saison, site et position trophique

Les teneurs en Hg des poissons varient de 17 ng/g chez *H. unimaculatus* à 3502 ng/g chez *A. falcistrostris*. Les concentrations en Se varient de 50 ng/g chez *A. falcistrostris* et *H. unimaculatus* à 1006 ng/g chez *G. proximus*. Indépendamment des saisons, une différence hautement significative est observée dans les concentrations de Hg et de Se parmi les espèces à l'étude. Dans le cas du Hg, les espèces prédatrices, *A. falcistrostris* et *P. squamosissimus* présentent les concentrations moyennes les plus élevées tandis que l'espèce omnivore, *H.*

unimaculatus présente les concentrations moyennes les plus faibles (Tableau 3). Les équations qui représentent la biomagnification du Hg lors de la décrue et de l'étéage sont respectivement : $\text{Log}(\text{Hg}_{(\text{ng/g})}) = 0,2266565 + 0,1905948 \delta^{15}\text{N}$ ($R^2 = 0,59$; $p < 0,0001$; $n = 158$) et $\text{Log}(\text{Hg}_{(\text{ng/g})}) = -0,270602 + 0,2396715 \delta^{15}\text{N}$ ($R^2 = 0,62$; $p < 0,0001$; $n = 126$). Dans le cas du Se, l'espèce herbivore *G. proximus* présente les plus fortes concentrations moyennes tandis que *A. falcirostris* présente les plus faibles concentrations moyennes (Tableau 3).

Lors des deux saisons échantillonnées, les poissons provenant des écosystèmes lotiques présentent les concentrations les plus élevées de Se comparativement à celles observées chez les poissons provenant des écosystèmes lentiques. Dans le cas du Hg, seuls les poissons récoltés pendant la décrue dans les écosystèmes lotiques présentent également les concentrations les plus élevées en Hg ($p = 0,0003$).

Les concentrations de Se mesurées chez *P. squamosissimus* provenant de CUP et de JAC sont plus élevées pendant l'étéage comparativement à la décrue ($p = 0,0396$ et $p = 0,0026$, respectivement). La même situation se retrouve chez *G. proximus* provenant de CUP ($p = 0,0414$) et chez *H. unimaculatus* provenant de JAC ($p = 0,0479$). Cependant, une situation inverse, c'est-à-dire des concentrations de Se plus élevées pendant la décrue comparativement à l'étéage, est observée chez cette dernière espèce provenant de CAP ($p = 0,0281$).

En décrue, *H. unimaculatus* récolté à ITA présente des concentrations de Se plus élevées que celles mesurées chez les poissons récoltés à RES. En étéage, *H. unimaculatus* récolté à ITA et à JAC présente des concentrations plus élevées comparativement à celles observées chez les poissons provenant de CAP. Les spécimens de *P. squamosissimus* récoltés lors de la décrue à ITA présentent des concentrations en Se plus élevées que celles identifiées chez les poissons provenant de JAC. Lors de l'étéage, *G. proximus* provenant de CUP présente des concentrations plus élevées que celles des spécimens capturés à CAP et à RES. Les spécimens *A. falcirostris* capturés à ITA et à RES pendant la même saison présentent également des concentrations de Se supérieures à celles mesurées chez les spécimens provenant de CAP et de JAC.

Tableau 3- Tailles, concentrations moyennes de Se et de Hg et signatures isotopiques moyennes mesurées chez tous les poissons à l'étude.

	Décru	N	Étiage	N	Décru	N	Étiage	N	Décru	N	Étale	N	Décru	N	Étale	N	Décru	N	Étiage	N
Taille (cm)	<i>G. proximus</i>				<i>A. laticeps</i>				<i>H. unimaculatus</i>				<i>P. squamosissimus</i>				<i>A. falcirostris</i>			
CAP	19.0±1.9	5	16.9±5.7	9			17.1±2.8	10	16.8±3.5	5	12.5±0.6	2	28.3±2.4	2	14.9±0.5	4			23.5±5.4	11
CUP	16.5±4.9	3	18.6±3.9	7			17.6±3.0	2	21.4±3.6	8	19.6±2.4	7		7	34.4±2.2	5	19.8±1.0	4		
ITA	15.2±6.1	3	12.3±3.0	10	21.4±2.9	10	18.0±1.2	4	17.0±3.4	14	15.9±4.7	10	24.7±6.3	9	27.9±4.2	3	18.4±1.2	3	20.5±4.8	9
JAC	16.0±4.8	12	19.1±4.5		18.9±3.5	5			17.0±2.3	12	18.3±2.8		28.5±5.8	16	29.3±6.6		17.1±0.3	3	21.6±6.5	
RES	20.0±3.5	10	16.0±5.3	9	20.4±2.2	5	18.6±4.5	10	19.1±4.6	9	18.1±2.7	6	28.6±5.0	9			17.9		23.3±6.5	8
d ¹⁵ N (‰)	<i>G. proximus</i>				<i>A. laticeps</i>				<i>H. unimaculatus</i>				<i>P. squamosissimus</i>				<i>A. falcirostris</i>			
CAP	9.6±0.9	5	10.2±0.6	9			10.2±0.6	10	8.7±0.6	5	7.6±0.7	2	12.7±0.4	2	10.9±0.2	4			12.0±0.6	11
CUP	10.3±0.8	3	10.6±0.7	7			10.6±0.2	2	10.2±1.7	8	9.8±0.7	7	12.9±0.1	7	13.2±0.7	5	12.4±0.1	4		
ITA	11.0±0.6	3	11.8±0.7	10	11.1±1.0	10	11.1±1.2	4	10.4±0.8	14	11.0±1.7	10	12.9±0.7	9	13.6±1.2	3	12.7±0.5	3	13.3±0.5	9
JAC	10.1±1.4	12			9.9±0.7	5			8.1±0.8	12			12.4±0.7	16			11.4±0.6	3		
RES	9.7±0.3	10	9.6±0.3	9	10.6±1.0	5	10.4±0.7	10	8.8±1.3	9	7.7±0.6	6	12.6±0.4	9					11.9±0.4	8
d ¹³ C (‰)	<i>G. proximus</i>				<i>A. laticeps</i>				<i>H. unimaculatus</i>				<i>P. squamosissimus</i>				<i>A. falcirostris</i>			
CAP	-32.6±1.1	5	-31.7±1.6	9			-32.8±1.6	10	-33.0±0.3	5	-30.4±0.6	2	-29.9±0.0	2	-33.3±0.5	4			-31.5±1.6	11
CUP	-32.3±0.4	3	-31.3±1.6	7			-27.9±1.4	2	-28.2±1.8	8	-30.5±4.3	7	-28.9±0.7	7	-29.9±0.8	5	-29.7±0.6	4		
ITA	-31.0±0.9	3	-33±2.6	10	-32.6±2.2	10	-32.4±3.4	4	-33.4±2.0	14	-33.0±2.4	10	-29.5±1.7	9	-30.8±1.2	3	-31.1±0.9	3	-31.3±0.9	9
JAC	-28.9±1.6	12			-30.8±2.9	5			-31.7±2.9	12			-28.9±1.0	16			-30.7±1.4	3		
RES	-26.1±1.5	10	-26.0±1.9	9	-32.4±1.4	5	-30.1±2.0	10	-29.7±2.3	9	-27.2±5.7	6	-28.2±0.9	9					-29.4±0.7	8

Hg (ng/g)	<i>G. proximus</i>				<i>A. laticeps</i>				<i>H. unimaculatus</i>				<i>P. squamosissimus</i>				<i>A. falcirostris</i>			
CAP	180±93,4	5	183±88,5	10			266±153,5	10	36±17,8	6	79±21,0	6	553±73,5	2	174±55,6	4			893±287,1	12
CUP	112±35,1	3	158±70,2	7			95±55,9	2	101±69,7	8	81±42,0	7	453±239,5	8	728±431,2	5	734±148,0	4		
ITA	129±67,7	3	245±77,9	11	193±116,2	12	439±258,8	5	101±69,7	15	81±42,0	10	612±266,0	10	1615±945,3	4	873±544,2	11	1893±970,5	10
JAC	150±96,8	13	169±81,3	7	208±133,3	7			101±68,7	15	61±30,8	10	527±191,2	17	501±134,2	10	672±384,2	3	1191±661,3	10
RES	87±26,3	11	84±32,2	10	106±40,9	5	111±40,9	10	126±220,4	9	59±30,0	6	428±161,1	9			191	1	464±95,0	10
Se (ng/g)	<i>G. proximus</i>				<i>A. laticeps</i>				<i>H. unimaculatus</i>				<i>P. squamosissimus</i>				<i>A. falcirostris</i>			
CAP	260±124	5	261±120,8	10			146±33,6	10	145±40,4	6	86±12,0	6	163±38,2	2	212±15,7	4			82±15,6	12
CUP	245±130,9	3	503±179,5	7			244±175,4	2	129±33,3	8	152±53,0	7	193±63,7	8	282±68,5	5	112±25,1	4		
ITA	472±63,2	3	388±93,4	11	243±99,4	12	202±60,1	5	189±95,5	15	175±41	10	215±124,4	10	337±130,1	4	138±32,7	11	144±42	10
JAC	369±258,1	13	340±57,4	7	187±158,6	7			118±33,8	15	164±71,4	10	123±25,6	17	192±83,7	10	91±29,7	3	82±19,7	10
RES	185±28,5	11	267±202,5	10	122±26,2	5	126±31,3	10	104±38,1	9	112±41,0	6	164±42,3	9			88	1	112±23,3	10

3.3. Interaction Hg et Se chez les poissons du bassin du Tapajós

Selon les régimes alimentaires des poissons, deux tendances positives statistiquement significatives sont observées dans l'interaction entre les concentrations de Hg et celles de Se des poissons herbivores ($n = 79$; $R^2 = 0,10$; $p = 0,0057$; $\log (\text{Hg ng/g}) = 1,3119724 + 0,3299626 \log (\text{Se ng/g})$) et omnivores ($n = 113$; $R^2 = 0,11$; $p < 0,0001$; $\log (\text{Hg ng/g}) = 0,702639 + 0,6098726 \log (\text{Se ng/g})$). Dans une analyse selon le cycle hydrologique, la corrélation devient plus forte chez les herbivores en étiage ($n = 44$; $R^2 = 0,15$; $p = 0,0091$) et cesse d'exister en décrue ($n = 35$; $p = 0,4464$). Chez les omnivores, le contraire est observé, c'est-à-dire, la corrélation synergique devient plus forte en décrue ($n = 70$; $R^2 = 0,15$; $p = 0,0009$) et plus faible mais significative en étiage ($n = 63$; $R^2 = 0,007$; $p = 0,0336$). Aucune corrélation statistiquement significative n'est observée dans le cas des piscivores et ce, lors de deux saisons à l'étude (décrue : $n = 63$; $p = 0,2189$ et étiage : $n = 63$; $p = 0,3578$) (Figure 5). Par contre, une corrélation antagonique statistiquement significative est observée seulement entre les teneurs en Hg et celles en Se des piscivores capturés dans les milieux lentiques ($n = 75$; $R^2 = 0,16$; $p = 0,0004$; $\log (\text{Hg ng/g}) = 4,0700034 - 0,6488863 \log (\text{Se ng/g})$).

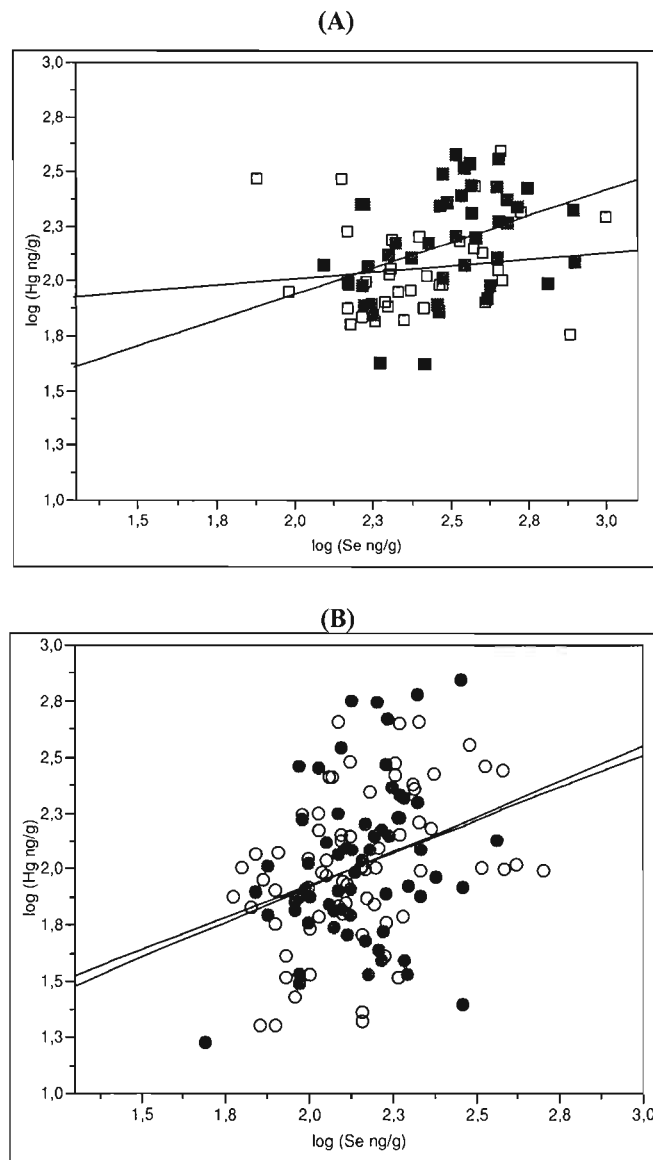
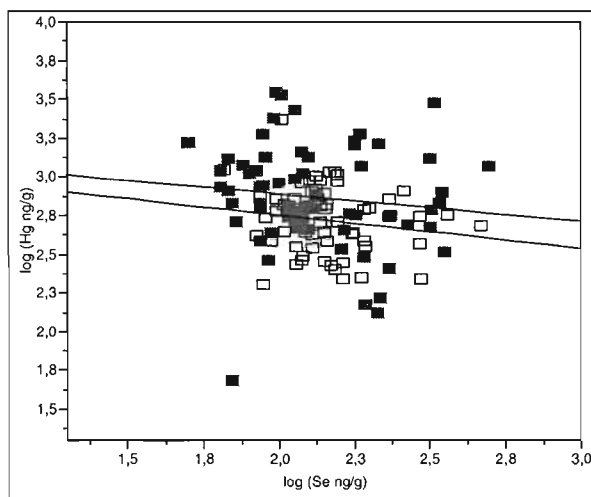


Figure 5- Interaction entre le Hg et le Se chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.

Les marqueurs vides et pleins représentent sur toutes les figures la décrue et l'étiage respectivement. Les droites ---- et — représentent la décrue et l'étiage sur les figures A, B et C et les milieux lentiques et lotiques sur la figure D.

(C)



(D)

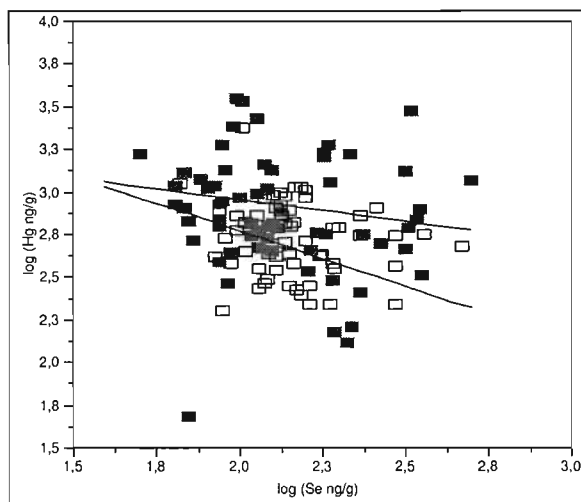


Figure 5 (suite)- Interaction entre le Hg et le Se chez les poissons herbivores (A), omnivores (B) et piscivores (C) du bassin du Tapajós.

Les marqueurs vides et pleins représentent sur toutes les figures la décrue et l'étéage respectivement. Les droites ---- et — représentent la décrue et l'étéage sur les figures A, B et C et les milieux lenticques et lotiques sur la figure D.

4. Discussion

La consommation humaine de poisson offre divers avantages nutritionnels, notamment l'apport en protéines et en acides gras poly-insaturés oméga-3. En Amazonie, les ressources halieutiques offrent non seulement une sécurité alimentaire mais la pêche est également une activité traditionnelle et capitale à la subsistance des riverains. Malgré les avantages identifiés d'un régime riche en poisson, ceci constitue également la principale voie de l'exposition au Hg pour les populations vivant dans le bassin du Tapajós (Lebel et al., 1997; Dolbec et al., 2000). La consommation des poissons constitue également une des principales sources de Se pour les populations humaines (WHO, 1986).

Contrairement au Hg, le Se est un micro-nutriment essentiel pour la majorité des organismes, y compris l'humain (Bennett, 1982; Robinsons, 1982; OMS, 1984). Le Se est impliqué dans les changements d'humeurs, la diminution de l'incidence de maladies cardiovasculaires et dans ce qu'il pourrait être interprété comme la "prévention" de quelques types de cancer, spécialement celui de la prostate et de certains organes de l'appareil digestif tel le côlon et l'œsophage (Ronderos et Rueda, 2004). Plusieurs agences gouvernementales se sont prononcées sur des seuils permettant un apport en Se adéquat pour la santé. Ces recommandations varient cependant d'une institution à l'autre. La *US Food and Nutrition Board* a établi le niveau tolérable maximum d'ingestion (*Upper Tolerable Intake Level*) à 0,4 mg/jour (correspondant à 500 µg/L de Se sanguin) (Institute of Medicine, 2000). La *US Environmental Protection Agency* évalue le niveau sans effets adverses observables (*No observable adverse effect level*) à 0,85 mg/jour (1000 µg/L de Se sanguin) et le plus bas niveau d'effets adverses observables (*Lowest observable adverse effect level*) où les premiers symptômes de sélénose apparaissent à 1,26 mg/jour (1350 µg/L de Se sanguin).

Ferreira et al. (2002) ont réalisé un travail de détermination des concentrations de Se dans les aliments fréquemment consommés au Brésil. Ces auteurs ont procédé en 1993 à la collecte d'échantillons de farines (blé, manioc et maïs), riz et fèves produits dans 9 états brésiliens³ et en 1999, ils ont également prélevé des échantillons reflétant le régime alimentaire des

³ Espirito Santo, Goias, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Parana, Pernambuco, Rio Grande do Sul, Santa Catarina et Sao Paulo

brésiliens⁴ dans quelques marchés publics (IBGE, 1977; 1992 cités par Ferreira et al., 2002). Dans cette étude, les auteurs concluent que les aliments d'origine végétale contribuaient très peu à l'ingestion quotidienne de Se recommandée. En effet, les aliments d'origine animale, principalement les poissons, ont été les composants présentant les teneurs en Se les plus élevées. Dorea et al. (1998) ont d'ailleurs déjà mentionné que les poissons sont une bonne source de Se pour les riverains de l'Amazonie.

Parmi le petit nombre d'études publiées portant sur les niveaux de Se chez les poissons, Dorea et al. (1998) ont analysé 7 espèces de poissons, appartenant à différents niveaux trophiques, capturées dans 12 sites de la rivière Madeira. Les concentrations moyennes de Se et de Hg mises en lumière ont été respectivement de 0,49 à 3,11 nmol/g et de 0,41 à 6,66 nmol/g selon les espèces étudiées. Ces auteurs ont également démontré une corrélation positive et statistiquement significative entre les concentrations en Se et celles en Hg chez les espèces herbivores ($r = 0,716$; $p = 0,0088$), ce qui n'a pas été observé chez les omnivores et piscivores ($r = -0,2032$; $p = 0,3407$). De plus, contrairement à notre étude, ils mentionnent que les niveaux de Se mesurés chez le tissu musculaire des espèces omnivores et piscivores (*Oxydoras niger*, *Crenicicla sp*, *Astronus sp*, *Cichla ocellaris* et *Pseudoplatistoma fasciatus*) seraient plus élevés en comparaison aux deux espèces herbivores étudiées. Cependant, le nombre d'échantillons prélevés dans les 12 différents sites par ces auteurs était très restreint. Puisque les concentrations de Se peuvent varier dans une échelle spatiale en fonction des niveaux de Se présents dans les sols et aussi de sa bio-disponibilité à la base de la chaîne alimentaire (Levander, 1987), ces conclusions devront être considérées avec réserve.

Dans la présente étude, le niveau moyen de Se le plus élevé a été observé chez l'espèce herbivore et le plus faible chez l'espèce prédatrice. Dans le sens de nos résultats, des niveaux de Se supérieurs chez l'espèce non-prédatrice (perchaude) comparativement à l'espèce prédatrice (brochet), capturées dans des lacs du bouclier canadien, ont été identifiés par Chen et al. (2001). Au Brésil, Lima et al. (2005) n'ont pas identifié de différence significative entre les niveaux de Se mesurés chez les poissons carnivores et non-carnivores capturés deux

⁴ viandes (volaille, porc, bœuf et poisson), œufs, fruits frais et séchés, céréales, légumes et autres végétaux, pains, tubercules, lait et dérivés, etc.

sites situés à Cachoeira do Piriá, Pará. Il est à souligner que ces auteurs ont considéré seulement 95 spécimens et que le nombre d'échantillons considérés par espèces était souvent très faible.

Un risque à la santé de la vie aquatique avec la présence de quelques $\mu\text{g/L}$ de Se dissous dans l'eau a déjà été mentionné dans des études précédentes réalisées par Lemly (1995; 1996; 2004). Une concentration $> 5 \mu\text{g/L}^{-1}$ de Se représente un risque élevé, alors qu'une de 3 à 5 $\mu\text{g/L}^{-1}$ représente un risque modéré, une de 2 à 3 $\mu\text{g/L}^{-1}$ un faible risque, une de 1 à 2 $\mu\text{g/L}^{-1}$ un risque minimal et finalement une $< 1 \mu\text{g/L}^{-1}$ ne représente aucun risque. Trois approches, afin d'établir des directives visant à protéger la vie aquatique dans les écosystèmes d'eau douce contre les effets nuisibles du Se, sont discutées dans la littérature. Il s'agit de l'approche basée sur les concentrations de Se retrouvées dans l'eau; l'approche basée sur les concentrations de Se retrouvées dans les sédiments et l'approche basée sur les concentrations de Se retrouvées dans le tissu des organismes (Nagpal et Howell, 2001). Dans le cadre de la dernière, il est recommandé que le Se total dans le tissu ne dépasse 1 $\mu\text{g/g}$ (poids humide) (Nagpal et Howell, 2001). Un seul spécimen de *G. proximus* a dépassé 5 $\mu\text{g/g}^{-1}$ poids sec (1 $\mu\text{g/g}^{-1}$ poids humide). Cette concentration représente la norme maximale pour la consommation humaine émise par le gouvernement australien cité dans Barwik et Maher (2003) et également la valeur considérée dangereuse à santé des prédateurs (poisson ou autre animal) (Lemly, 1993). Au Brésil, le Ministère de la Santé à travers la *Secretaria de Vigilância Sanitaria* a stipulé dans le décret 55 871 que la limite maximale tolérée pour le Se dans les aliments solides est de 0,30 ppm et dans les aliments liquides de 0,05 ppm. L'information à propos de savoir si la mesure est exprimée en poids sec ou poids humide de l'échantillon n'est pas mentionné sur le décret qui a été émis en 1965.

La difficulté à fixer un seuil de toxicité du Se a déjà été mentionnée plusieurs fois dans la littérature scientifique (Barbezat et al., 1984; Greger et Marcus, 1981; Levander et Morris, 1981; Witting et Horwitt, 1964). Ceci est souvent associé au paradoxe représenté par cet élément qui à faibles doses est essentiel à la santé des organismes et à fortes doses devient toxique. Malgré le fait que les concentrations de Se dans la chair de la plupart des poissons à l'étude dépassent rarement le seuil de 1 $\mu\text{g/g}^{-1}$ poids humide, il est à rappeler que compte tenu

la forte consommation de produits de la pêche par les riverains locaux (de 9 à 13 repas-de poissons/sem) (Chapitre 1), les poissons peuvent alors représenter une source non-négligeable de Se. Ceci est d'autant plus vrai, puisque les riverains vivant dans la région étudiée sont au courant de leur exposition chronique au Hg et qu'il faut privilégier la consommation des poissons non-prédateurs au détriment des poissons prédateurs, plus fortement contaminés à ce métal. Un suivi visant à vérifier si leurs apports quotidiens demeurent à des niveaux adéquats s'impose. Il ressort dans cette étude que le niveau de contamination au Hg des poissons piscivores > poissons omnivores > poissons herbivores. Ces données sont en accord avec les résultats mis en évidence dans le chapitre 3 de cette thèse qui s'appuie sur un échantillonnage nettement plus important. De façon similaire, seules les espèces prédatrices ont dépassé la valeur seuil de Hg de 500 ng/g (poids humide).

Nos résultats actuels montrent qu'aux deux saisons d'échantillonnage, les poissons provenant des écosystèmes lotiques ont des plus fortes concentrations de Se dans leurs tissus comparativement à celles observées chez les poissons provenant des écosystèmes lenticques. Dans le cas du Hg, les poissons provenant des écosystèmes lotiques ont également présenté les concentrations les plus élevées de Hg, tel que mentionné dans le chapitre 3 de cette thèse. Contrairement à nos données, il y a été mentionné dans le cadre d'autres travaux que le Se peut être plus facilement incorporé dans les chaînes trophiques des milieux lenticques comparativement à celles des milieux lotiques (Lillebo et al., 1988; Canton et Van Derveer, 1997; Lemly, 1999). De tels environnements seraient plus favorables à l'accumulation du Se, à sa bio-transformation et à sa remobilisation dans la portion détritique-benthique de la chaîne trophique et également dans les racines de plantes aquatiques (Lemly et Smith, 1987; Maier et Knight, 1994; Canton et Van Derveer, 1997). Dans les milieux lotiques au contraire, les sédiments organiques fins ainsi que ceux dérivés du dépôt de la matière particulaire et ceux provenant des tissus des plantes et des animaux se font plus rares parce qu'ils sont continuellement remis en suspension et exportés du système (Lemly, 1999).

Puisque les chaînes trophiques des écosystèmes lenticques sont généralement plus longues, on s'attend à une accumulation plus importante de Se chez les hauts consommateurs (p.ex. les poissons et les amphibiens) (Cabana et Rasmussen, 1994 ; Kidd et al., 1995). En étudiant la

dynamique du Se, Orr et al. (2006) n'ont cependant pas confirmé ce postulat. En fait, ces auteurs ont clairement démontré que les teneurs en Se chez les producteurs primaires aquatiques et la longueur des chaînes trophiques des milieux lentiques étaient similaires à celles des milieux lotiques situés dans une région de sols sélénifères de la Colombie Britannique. Ils ont cependant observé que les chairs des poissons provenant des milieux lentiques contenait des niveaux plus élevés de Se comparativement aux chairs des poissons provenant des milieux lotiques. Ceci pourrait être expliqué par un important apport de Se dans les écosystèmes lentiques dû à leurs caractéristiques hydrologiques favorables à la bio-transformation des oxyanions de Se en organosélénium par l'intermédiaire des macrophytes et du microbiota associé à la surface des substrats. De plus, la période de rétention hydraulique qui est plus longue dans les milieux lentiques pourrait favoriser l'apport et le recyclage à travers la voie détritit-sédiment (Orr et al., 2006). Les données concernant la richesse et la diversité présentées dans le chapitre 2 de cette thèse, ne permettent pas de suggérer une différence dans les longueurs des chaînes trophiques des poissons.

L'influence du niveau trophique des espèces sur l'accumulation du Se et du Hg a été nettement démontrée dans la présente étude. Des niveaux élevés en Hg et faibles en Se ont été observés chez les espèces situées au sommet de la chaîne trophique et des tendances inverses ont été observées chez les espèces situées en bas de la chaîne trophique. Les mécanismes impliqués dans l'interaction entre le Hg et le Se ne sont pas encore entièrement bien compris. Cinq mécanismes pouvant être impliqués dans l'interaction entre ces deux éléments ont été répertoriés dans une revue bibliographique: 1) la redistribution du Hg en présence du Se; 2) la concurrence entre le Hg et le Se pour des sites de liaison; 3) la formation du complexe Hg-Se; 4) la conversion des formes toxiques de Hg en d'autres formes et 5) la prévention des dommages oxydants (Cuvin-Aralar et Furness, 1991). L'effet antagoniste du Hg et du Se a déjà été démontré chez les poissons (Frost et Lish, 1975; Rudd et Turner, 1983; Turner et Swick, 1983; Cuvin et Furness, 1988; Chen et al., 2002). Dans ce dernier travail, les auteurs ont suggéré l'existence d'un fort effet du Se sur l'assimilation du Hg chez deux espèces de poissons (*Perca flavescens* et *Stizostedion vitreum*). De plus, des études antérieures réalisées *in vivo* ont montré un changement dans la distribution du Hg dans

les différents organes d'animaux en présence du Se (Chen et al., 1974; Brzeznicka et Chmielnicka, 1985).

Dans le sens de travaux précédents, une corrélation négative entre le Hg mesuré dans la chair des poissons et la source de carbone dans l'alimentation ($\delta^{13}\text{C}$) ressort de notre étude. Power et al. (2002) ont par exemple indiqué que le poids, la position trophique et les signatures $\delta^{13}\text{C}$ étaient les variables explicatives les plus importantes dans la variation du Hg chez les poissons d'un lac sub-arctique. Le même résultat a été obtenu pour un lac tropical où 74% de la variabilité du Hg a été attribué à ces variables (Kidd et al., 2003). L'analyse de régression dans cette étude entre la concentration en Hg et le $\delta^{13}\text{C}$ des poissons, ont suggéré que les poissons ayant une source principale de carbone enrichie en ^{13}C puisse avoir des concentrations inférieures de Hg comparativement aux poissons, qui ont une source de carbone appauvrie en ^{13}C .

En regroupant les sites situés plus au sud (CAP, JAC et ITA) et ceux situés plus au nord (CUP et RES), aucune différence dans les concentrations de Se des poissons liée à localisation géographique des sites n'est observée chez les herbivores et les piscivores. Par contre, des teneurs plus élevées en Se ont été retrouvées chez les poissons omnivores capturés dans les sites situés au sud comparativement à ceux capturés dans les sites du nord du bassin.

Dans une étude récente réalisée en parallèle à la nôtre avec les populations riveraines vivant à JAC, ITA, RES et CUP et exposées de façon chronique au Hg, il a été démontré que les niveaux de Se sanguin varient de normaux à élevés (médiane 284,3 $\mu\text{g/L}$, intervalle 142,1 - 2029,3 $\mu\text{g/L}$). Selon cette étude, il se peut que le Se joue un rôle protecteur contre le Hg (Lemire et al., 2006). De plus, les auteurs ont observé une importante variation géographique de la distribution du Se, c'est-à-dire que les communautés situées au Nord du bassin du Tapajós ont présenté des niveaux de Se plus élevés. Ces données ne sont pas en accord avec la variation géographique des teneurs en Se des poissons. Ce qui nous laisse suggérer la présence d'autres sources importantes de Se, outre que les poissons, dans l'alimentation des riverains.

5. Conclusions

À la lumière de nos résultats, il ressort qu'indépendamment des saisons les concentrations de Hg et de Se varient selon les espèces. Dans le cas du Hg, les espèces prédatrices ont présenté les concentrations les plus élevées tandis que l'espèce omnivore a présenté les concentrations les plus faibles. Dans le cas du Se, les plus fortes teneurs ont été observées chez l'espèce herbivore et les plus faibles teneurs ont été observées chez les espèces prédatrices. Indépendamment des phases du cycle hydrologique, les poissons provenant des écosystèmes lotiques ont présenté les niveaux plus élevés en Se comparativement aux poissons des milieux lentiques. Une accumulation antagonique entre le Hg et le Se a été mise en évidence chez les poissons du bassin du Tapajós. Il semblerait qu'à l'échelle du bassin du Tapajós la bio-disponibilité du Se et du Hg puisse varier d'un site à l'autre.

Malgré le fait que les concentrations de Se dans la chair de la plupart des poissons à l'étude dépassent rarement le seuil de $1 \mu\text{g/g}^{-1}$ poids humide, il est à rappeler que compte tenu la forte consommation de produits de la pêche par les riverains mise en évidence dans le chapitre 1, les poissons peuvent ainsi représenter une source quotidienne non-négligeable de Se dans leur régime alimentaire. Ceci est d'autant plus vrai que ces riverains sont au courant de leur exposition chronique au Hg et de l'importance de privilégier la consommation des poissons non-prédateurs au détriment des poissons prédateurs, plus fortement contaminés à ce métal. Un suivi visant à vérifier si leurs apports quotidiens demeurent à des niveaux adéquats s'impose donc.

En milieu amazonien, il reste encore beaucoup à faire dans ce qui concerne les recherches sur le Se. Des études portant sur l'influence des facteurs environnementaux, écologiques et physiologiques sur les niveaux de Se dans les poissons sont encore aujourd'hui inexistantes. Ces informations sont nécessaires afin obtenir un portrait plus juste et complet de la présence et du devenir de cet élément dans les écosystèmes aquatiques tropicaux ainsi que des risques potentiels que cela représente à la santé des ressources halieutiques et des populations consommatrices de poissons.

Références bibliographiques

- Adis, J. et Victoria, R.L. (2001). C₃ or C₄ macrophytes: a specific carbon source for the development of semi-aquatic and terrestrial arthropods in Central Amazonian river-floodplains to δ¹³C values. *Isotopes Environ. Health Stud.*, 37(3): 193-198.
- Alaimo, J.; Ogle, R.S.; Knight, A.W. (1994). Selenium uptake by larval *Chironomus decorus* from a *Ruppia maritima*-based benthic/detrital substrate. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27 : 441-448.
- Araujo—Lima, C.; Forsberg, B.; Victoria, I.; Martinelli, L.A. (1986). Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science*, 234: 1256-1258.
- Barbezat, G. O.; Casey, C. E.; Reasbeck, P. G.; Robinson, M. F.; Thomson, C. D. (1984). Selenium IN: Current Topics in Nutrition, vol. 12. Alan R. Liss, Inc., New York, 1984.
- Barwick M et Maher W. (2003). Biotransference and bioamplification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.*; 56: 471-502.
- Belzile, N.; Chen, Y.W.; Gunn, J.M.; Tong, J.; Alarie, Y.; Delonchamp, T. (2006). The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* : 1-10.
- Bender, J.; Gould, J.P.; Vatcharapijarn, Y.; Saha, G. (1991). Uptake, transformation and fixation of Se(VI) by a mixed selenium-tolerant ecosystem. *Water, Air and Soil Pollution*, 59 : 359-367.
- Bennett, B.G. (1982). Exposure commitment assessments of environmental pollutants. Vol. 2. (Summary exposure assessments for PCBs, selenium, chromium.). Monitoring and Assessment Research Centre (MARC), Chelsea College, University of London, UK (1982).
- Besser, M.; Canfield, T.J.; La Point, T.W. (1993). Bioaccumulation of organic and inorganic selenium in a laboratory food chain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12 : 57-72.
- Bowie, G.L.; Sanders, J.G.; Riedel, G.F. Gilmour, C.C.; Breitburg, D.L.; Cutter, G.A. Porcella, D.B. (1996). Assessing selenium cycling and accumulation in aquatic ecosystems. *Water Air and Soil Pollution*, 90 : 93-104.
- Brzeźnicka, E.A.; Chmielnicka, J. (1985). Interaction of alkylmercuric compounds with sodium selenite. II. Metabolism of methylmercuric chloride administered alone and in combination with sodium selenite in rats. *Environmental Health Perspectives*, 60 : 411-421.
- Burau, R.G. (1985). Environmental chemistry of selenium. *California Agric.* 39 : 16-18.
- Cabana, G. et Rasmussen, J.B. (1994). Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable N-isotopes. *Nature*, 372: 255-257.
- Campos, M.S.; Sarkis, J.E.S.; Muller, R.C.S.; Brabo, E.A.; Santos, E.O. (2002). Correlation between mercury and selenium concentrations in Indian hair from Rondônia State, Amazon Region, Brazil. *Sci Total Environ* 287 : 155-161.
- Canton, S.P et Van Derveer, W.D. (1997). Selenium toxicity to aquatic life: an argument for sediment-based water quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (6) : 1255-1259.
- Chen, M.H.; Shih, C.C.; Chou, C.L.; Chou, L.S. (2002). Mercury, organic-mercury and selenium in small cetaceans in Taiwanese waters. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 237-245.

- Chen, R.W.; Whanger, P.D.; Fang, S.C. (1974). Diversion of mercury binding in rat tissues by selenium: a possible mechanism of protection. *Pharmacol Res Commun*, 6 : 571–579.
- Chen, Y.-W.; Belzile, N.; Gunn, J.M. (2001). Antagonistic effect of selenium on mercury assimilation by fish population near Sudbury metal smelters? *Limnology and Oceanography*, 46: 1814–1818.
- Cuvin, M.L.A. et Furness, R.W. (1988). Uptake and elimination of inorganic mercury and selenium by minnows *Phoxinus phoxinus*. *Aquatic Toxicology*, 13:205–216.
- Cuvin-Aralar, M.L. et Furness, R.W. (1991). Mercury and selenium interaction: a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 21 : 348–364.
- de Souza, M.P.; Chu, D.; Zhao, M.; Zayed, A.M.; Ruzin, S.E.; Schichnes, D.; Terry, N. (1999) Rhizosphere bacteria enhance selenium accumulation and volatilization by Indian mustard. *Plant Physiology*, 119 : 563–573.
- Deniro, M.J. et Epstein, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 42: 495-506.
- Deniro, M.J. et Epstein, S. (1981). Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45: 341-351.
- Dhillon, K.S. et Dhillon, S.K. (1999). Adsorption – desorption reactions of selenium in some soils of India. **HRGHUPD*, 93: 19-31.
- Dorea, J.G.; Moreira, M.B.; East, G.; Barbosa, A.C. (1998). Selenium and mercury concentrations in some fish species of the Madeira River, Amazon Basin, Brazil. *Biol. Trace Element Res.* 65, 211–219.
- Ebyl, V.; Sykova, J.; Mertl, F. (1969). *Archives of Toxicology*, 25: 296.
- Ferreira, K. S.; Gomes, J. C.; Bellato, C. R.; Jordão, C. P. (2002). Selenium content of Brazilian foods. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 11: 3.
- Frost, D.V. et Lish, P.M. (1975). Selenium in biology. *Annu Rev Pharmacol*, 15 : 259–284.
- Frost, D.V. et P.M. Lish. (1976). Selenium in biology. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 15: 259.
- Greger, J.L. et Marcus, R.E. (1981). Effect of dietary protein, phosphorus, and sulfur amino acids on selenium metabolism of adult males. *Ann. Nutr. Metab.*, 25: 97.
- Hamilton, S.J. (2004). Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. *Sciences of the Total Environment*, 326 (1-3) : 1-31.
- Hamilton, S.J. et Buhl, K.J. (2003). Selenium and other trace elements in water, sediment, aquatic plants, aquatic invertebrates, and fish from streams in southeastern Idaho near phosphate mining operations. September 2000: Final report as part of the USGS Western U.S. Phosphate Project.
- Hamilton, S.J.; et Lemly, A.D. (1999). Water-sediment controversy in setting environmental standards for selenium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44 : 227-235.
- Hamilton, S.K.; Lewis, W.M.; Sippel, S.J. (1992). Energy sources for aquatic animals in the Orinoco River floodplain: evidence from stable isotopes. *Oecologia*, 89: 324-330.
- Hamilton, S.K.; Lewis, W.M.; Sippel, S.J. (1992b). Stable carbon and nitrogen isotopes in algae and detritus from the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Geochim Cosmochim Acta*, 56 : 4237-4246.
- Hamilton, T.F.; Milles, J.C.; LaCroix; Hong, G.H. (1996). ¹³⁷Cs (⁹⁰Sr) and Pu isotopes in the Pacific Ocean: sources and trends. In: P. Guegueniat, P. Germain and H. Metivier,

- (Ed.), Radionuclides in the oceans. Inputs and inventories, Les Editions de Physique, Les Ulis (1996), pp. 29–58.
- Herbel, M.J.; Johnson, T.M.; Tanji, K.K.; Gao, S.; Bullen, T.D. (2002). Selenium stable isotope ratios in California agricultural drainage water management systems. *Journal of Environmental Quality*, 31(4):1146-1156.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (1977). Consumo alimentar: antropometria [Estudo Nacional de Despesa Familiar]. Rio de Janeiro: IBGE.
- Institute of Medicine (2000). Selenium. En: Dietary reference intakes: Vitamin C, vitamin E, selenium, and carotenoids. Washington, DC: National Academy Press, 284-324.
- Jackson, T.A. (1991). Biological and environmental control of mercury accumulation by fish in lakes and reservoirs of northern Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 : 2449-2470.
- Jin, L.J.; Guo, P.; Xu, X.Q. (1997). Effect of selenium on mercury methylation in anaerobic lake sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 59: 994–999.
- Jin, L.J.; Guo, P.; Xu, X.Q. (1999). Effect of selenium on mercury methylation in facultative lake sediments. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 69 : 255–261.
- Kidd, K. A.; Schindler, D. W.; Muir, D. C. G.; Lockhart, W. L.; Hesslein, R. H. (1995). High concentrations of toxaphene in fishes from a subarctic lake. *Science*, 269: 240-242.
- Kidd, K.A.; Bootsma, H.A.; Hesslein, R.H.; Lockhart, W.L.; Hecky, R.E. (2003). Mercury concentrations in the food web of Lake Malawi, East Africa. *Journal of Great Lakes Research*, 29: 258–266.
- Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Larribe, F. (1997). Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Pollut*, 97: 31-44.
- Lemire, M.; Mergler, D.; Fillion, M.; Sousa Passos, C.J.; Guimarães, J-R.; Davidson, R.; Lucotte, M. (2006). Elevated blood selenium levels in the Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*, 366 : 101-111.
- Lemly, A.D et Smith, G.J. (1987). Aquatic cycling of selenium: implications for fish and wildlife. *US Fish Wildl Serv Fish Wildl Leafl* 0:1–10.
- Lemly, A.D. (1995). A protocol for aquatic hazard assessment of selenium. *Ecotoxicol Environ. Saf.*, 32 : 280–288.
- Lemly, A.D. (1996). Selenium in aquatic organisms. In: W.N. Beyer, G.H. Heinz and A.W. Redmon-Norwood, Editors, *Environmental Contaminants in Wildlife—Interpreting Tissue Concentrations*, CRC Press, Boca Raton, FL, 427–445.
- Lemly, A. (2004). Aquatic selenium pollution is a global environmental safety issue. *Ecotoxicology and environmental safety*, 59: 44-56.
- Lemly, A. D. (1999). Selenium Impacts on Fish: An Insidious Time Bomb. *Human and Ecol. Risk Assess.*, 5(6): 1139–1151.
- Lemly, A. D. (2002). Symptoms and implications of selenium toxicity in fish: The Belews Lake case example. *Aquatic Toxicology*, 57(1-2): 39-49.
- Levander, O.A. et Morris, V.C. (1970). Interactions of methionine, vitamin E, and antioxidants in selenium toxicity in the rat. *J. Nutr.*, 100: 1111.
- Levander, O.A. (1987). A global view of human selenium nutrition. *Ann. Rev. Nutr.*, 7: 227-50.

- Lewis, W.M. Jr.; Hamilton, S.K.; Rodriguez, M.A.; Saunders, J.F.; Lasi, M.A. (2001). Food web analysis of the Orinoco floodplain based on production estimates and stable isotope data. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 20: 241–254.
- Lillebo, H.P.; Shaner, S.; Carlson, D.; Richard, N. (1988). Water quality criteria for selenium and other trace elements for protection of aquatic life and its uses in the San Joaquin Valley. Technical Committee Report: Regulation of agricultural drainage to the San Joaquin River. Appendix D. Report California State Water Resources Control Board, Sacramento, CA.
- Lima, A. P. S.; Sarkis, J. E. S.; Shihomatsu, H. M.; Muller, R. C. S. (2005). Mercury and selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piria Municipality, Para State, Brazil. *Environmental Research*, 97: 236-244.
- Magos, L. et Webb, M. (1980). The interactions of selenium with cadmium and mercury. *CRC, Crit. Rev. Toxicol.* 1-42.
- Maier, K.J. et Knight, A.W. (1994). Ecotoxicology of selenium in freshwater ecosystems. *Rev Environmental Contamination and Toxicology*, 134:31–48.
- Minagawa, M. et Wada, E. (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 1135-1140.
- Nagpal, N. K and Howell, K. (2001). Water quality guidelines for selenium. Water Protection Branch, Water, Lands and Air Protection, Victoria, British Columbia. National library of Canada. Also available on the Internet: ISBN 0-7726-4629-5.
- Nuutinen, S. et Kukkonen, J.V.K. (1998). The effect of selenium and organic material in lake sediments on the bioaccumulation of methylmercury by *Lumbricus variegatus* (Oligochaeta). *Biogeochemistry*, 40 : 267–278.
- Ohi, G.; Nishigaki, S.; Seki, H.; Tamura, Y.; Maki, T.; Konno, H.; Ochiai, S.; Yamada, H.; Shimamura, Y.; Mizoguchi, I.; Yagyu, H. (1976). Efficacy of selenium in tuna and selenite in modifying methylmercury toxicity. *Environmental Research*, 12: 49.
- Ohlendorf, H. M. (2002). The birds of Kesterson Reservoir: a historical perspective. *Aquatic Toxicology*, 57:1–10.
- Orr, P.L.; Guiguer, K.R.; Russel, C.K. (2006). Food chain transfer of selenium in lentic and lotic habitats of a western Canadian watershed. *Ecotoxicology and environmental safety*, 63 : 175–188.
- Pichet, P.; K. Morrison; I. Rheault; Tremblay, A. (1999). Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples. *In Mercury in the biogeochemical cycle : Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec.* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay (Ed.). Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. p. 41-52.
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models methods, and assumptions. *Ecology* 83: 703–718.
- Power, M.; Klein, G. M.; Guiguer, K. R. R. A.; Kwan, M. K. H. (2002). Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *Journal of Applied Ecology*, 39 : 819–830.
- Robinson, M.F. (1982). Clinical effects of selenium deficiency and excess. In: *Clinical, biochemical, and nutritional aspects of trace elements.* A.S. Prasad (dir. de publ.). Alan R. Liss, New York, NY. p. 325.

- Rudd, J.W.M. et Turner, M.A. (1983). The English-Wabigoon River system: III. Selenium in lake enclosures: its geochemistry, bioaccumulation, and ability to reduce mercury bioaccumulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40 : 2228–2240.
- Rudd, J.W.M.; Turner, M.A.; Townsend, B.E.; Swick, A.; Furutani, A. (1980). Dynamics of selenium in mercury-contaminated experimental freshwater ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 : 848–857.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Oliveira Santos, E.; Crossa, M. (2005). Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian amazon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165 (1-4), 77-94.
- Schindler, D.E. et Scheuerell, M.D. (2002). Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, 98 : 177-189.
- Stadtman, T.C. (1979). Some selenium-dependent biochemical processes. *Adv. Enzymol. Relat. Areas Mol. Biol.*, 48 : 1–28.
- Suárez de Ronderos, M.P. (2004). El papel del selenio y la vitamina E en la prevención y tratamiento del cáncer de próstata. *Rev costarric salud publica*;13(4):1-14.
- Tan, -A.; Zhu, W.-Y.; Wang, W.-Y.; Li, R.-B.; Hou, S.-F.; Wang, D.-C. (2002). Selenium in soil and endemic diseases in China. *Sciences of Total Environnement*, 287 : 227–235.
- Turner, M.A. et Swick, A.L. (1983). The English-Wabigoon River system: IV. Interaction between mercury and selenium accumulated from waterborne and dietary sources by northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40 : 2241–2250.
- Vander Zanden, M. Jake, et Joseph B. Rasmussen. (2001). Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnol. Oceanogr.*, 46: 2061-2066.
- Vaz, M. M.; Martinelli, L. A.; Mozeto, A. A. (1999). The dietary regime of detritivorous fish from the River Jacaré Pepira, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 6 : 121–132.
- Wantzen, K.M.; Machado, F.A.; Voss, M.; Boriss, H.; Junk, W.J. (2002). Seasonal isotopic shifts in floodplain fish of the Pantanal, Brazil. *Aquatic Sciences*, 64(3): 239-251.
- Witting, L.A. et M.K. Horwitt. (1964). Effects of dietary selenium, methionine, fat level and tocopherol on rat growth. *Journal of Nutrition*, 84(4) : 351-360.
- World Health Organization (1986). *Environmental Health Criteria 58: Selenium*, International Program on Chemical Safety, Geneva, 190pp.
- Zhang, P.; Ganji, T.J.; Page, A.L.; Chang, A.C. (1990). Growth and uptake of selenium by swiss chard in acid and neutral soils. In: Tanji, K.K (Ed.). *Selenium Contents in Animal and Human Food Crops Grown in California*, pp.13–17. University of California/Davis Extension Service Publication 3380.

CONCLUSION GENERALE

L'Amazonie est un milieu complexe et très diversifié, tant du point de vue des différents écosystèmes présents que des nombreuses sociétés s'y côtoyant et de la gamme des activités économiques développées, qui vont de l'exploitation traditionnelle à la production du soya à grande échelle. Nous nous sommes donc appuyés sur la prémisse qu'il n'y a pas de solution unique pour un milieu d'une telle ampleur. La diversité sociale et environnementale, comme caractéristique fondamentale de cette région, devrait être un principe intégrateur des actions visant l'élaboration de modèles de gestion des écosystèmes et des ressources naturelles locales. Le couplage des approches développées à l'interface ethnoécologie/ichtyologie/géographie/écotoxicologie au service de la compréhension de la problématique environnementale complexe, l'objet de cette thèse, est novateur. Ce pari a été réalisé dans le but d'inspirer de nouvelles démarches et outils de suivi et d'évaluation des impacts anthropiques sur la santé des écosystèmes et des humains sur place.

Rappel des objectifs

Les recherches développées dans le cadre de cette thèse permettent d'apporter une meilleure compréhension de la dynamique spatio-temporelle du Hg dans les écosystèmes aquatiques du bassin du rio Tapajós, de même qu'une évaluation préliminaire du risque potentiel de ce contaminant à la santé reproductive des poissons et, également, de la relation entre le Se et le Hg dans les muscles des poissons, ceci dû à son potentiel rôle de détoxification. Les travaux ont aussi permis d'analyser l'influence des facteurs bio-écologiques propres à cette région, de l'activité de pêche locale et de l'utilisation du territoire par les populations sur place, sur le niveau de contamination au Hg des ressources halieutiques. Ces questions ont constitué le cœur du travail accompli et elles ont été présentées et discutées, chacune, dans un chapitre leur étant directement consacré. Ces chapitres constituent par conséquent le corps du présent document. Notre objectif final, atteint, a consisté à obtenir un portrait intégré de la problématique du Hg en contexte amazonien et de connaître l'importance des paramètres

étudiés et les conséquences en matière de santé publique et de sauvegarde des ressources halieutiques.

Rappel, synthèse des principaux résultats et perspectives

L'exploitation des milieux naturels à faciès lentique et lotique, présents dans le bassin du Tapajós, par les riverains ne change pas au cours du cycle hydrologique. Ces riverains/pêcheurs peuvent réaliser jusqu'à 7 sorties de pêche hebdomadaires et leurs captures peuvent être plus importantes en étiage. La composition des espèces capturées varie au gré du cycle hydrologique et en fonction de la localisation géographique des sites de pêche. Les espèces dominantes de poissons, mises en évidence dans le chapitre 2, correspondent aux espèces les plus pêchées et consommées par les riverains sur place (chapitre 1). Malgré l'utilisation d'un protocole dans le cadre des pêches expérimentales, visant à couvrir l'hétérogénéité locale en ce qui a trait aux pressions humaines sur les sites d'échantillonnages (par exemple : le temps de colonisation, le nombre d'habitants, la présence de pêcheurs, les différents usages), aucune tendance dans la composition des stocks de poissons pouvant être reliée à ces facteurs n'a pu être dégagée dans notre travail. L'inondation et par le fait même l'apparition de micro-habitats semblerait être le facteur le plus important contrôlant la variabilité des communautés de poissons du Tapajós. Des études ont déjà suggéré que les espèces vivant au sein de biotopes riches en éléments métalliques y sont adaptées (Le Goff et Bonnomet, 2003). Autrement dit, les espèces adaptées pour vivre à des concentrations élevées en métaux ont été sélectionnées au détriment des espèces sensibles. Dans la présente thèse, les concentrations de Hg dans les poissons ont globalement varié de 9 à 3502 ng/g (poids frais). Cependant, comme le manque de données historiques permettant le suivi de l'évolution des peuplements de poissons dans le secteur étudié constitue un frein à l'évaluation du rôle de la contamination mercuriale sur la composition de l'ichtyofaune, les résultats présentés dans le chapitre 2 peuvent alors servir de base à des recherches futures s'intéressant à la santé des ressources halieutiques amazoniennes.

Une très forte consommation de produits de la pêche par les populations locales, en moyenne entre 9 et 13 repas-poissons par semaine, a été confirmée dans notre étude. Puisqu'il est

actuellement reconnu que le poisson représente la principale source d'exposition au mercure (Lebel et al., 1998; Dolbec et al., 2000) et qu'il peut être également une importante source d'ingestion de sélénium pour les riverains du Tapajós (Chapitre 4), ces informations deviennent alors capitales pour les études et les suivis en santé publique. Malgré la forte utilisation de végétaux locaux dans l'activité de pêche (34 espèces associées à 5 différents usages) et des produits de la pêche dans la médecine traditionnelle à l'échelle du bassin (12 produits associés à 12 finalités thérapeutiques), l'emploi des méthodes traditionnelles de pêche est actuellement remplacé par l'usage (très courant et répandu) du filet maillant. D'après nos travaux, le manque d'organisation communautaire des riverains peut être à l'origine et favoriser le système précaire de mise en marché des produits de la pêche. La forte participation des riverains aux nombreuses églises présentes dans la région a été remarquée. En effet, il ressort de nos données que les églises jouent un rôle très important dans l'organisation du système social riverain du Tapajós et cette information ne doit pas être négligée dans les études à caractère participatif. Les personnes interrogées ont mentionné le déboisement des berges et l'érosion comme étant les plus importants changements environnementaux observés au fil du temps. Cette forme de dégradation de l'environnement devrait donc être absolument combattue d'autant plus qu'il est actuellement reconnu que ces deux paramètres sont aussi responsables du transfert du mercure naturellement présent dans les sols amazoniens vers les milieux aquatiques (Roulet et al., 1998; Farella et al., 2006). En ce qui concerne les ressources halieutiques, une diminution au cours des dernières années dans l'abondance et/ou dans la taille des poissons a été perçue par les riverains. L'interdiction d'accès aux cours d'eau pour les pêcheurs provenant d'ailleurs, l'application rigoureuse des normes et la prière ont été les trois principales solutions mentionnées par les pêcheurs pour contrer ce problème. On observe à travers cette information, le détachement d'un rôle actif des riverains puisqu'il est sous-entendu que les deux premières solutions seraient réalisées par les organismes publics concernés. De plus, les riverains ont rarement fait le lien entre les changements observés sur leurs sites de pêches et ceux observés sur la ressource halieutique. Par conséquent, les résultats de la présente thèse recommandent que toute intervention ou sensibilisation visant l'implantation de méthodes durables d'exploitation des ressources halieutiques passe d'abord par une activité préalable d'information dans un niveau de langage adaptée à la réalité humaine locale. Ceci dans le but

de générer une appropriation locale des problèmes environnementaux et de favoriser l'émergence de solutions au sein des communautés concernées.

Les deux premiers chapitres de thèse ont permis d'évaluer la dynamique de l'ichtyofaune et de connaître leurs fluctuations spatiales et temporelles de même que l'usage des ressources halieutiques ainsi que la compréhension et les perceptions des riverains en ce qui concerne leur environnement. Au cours des dernières décennies, les activités anthropiques ont entraîné des impacts non négligeables sur la dynamique des communautés biologiques et sur la structure physique et chimique des écosystèmes de l'Amazonie (Salati, 1983; Silveira, 1993; Godinho, 1993). Farella et al. (2006) ont démontré que l'agriculture telle que pratiquée au sein des populations vivant dans un autre secteur du Tapajós n'est pas viable à long terme puisqu'elle épuise les contenus d'éléments chimiques du sol et contribue à l'apport du Hg vers les milieux aquatiques. Les données inédites mis en évidence dans le chapitre 3 de cette thèse ont permis de démontrer que des modèles simples intégrant l'utilisation des bassins versants et l'utilisation de variables faciles à obtenir (comme par exemple les taux et/ou les teneurs en Hg de la matière particulaire en suspension, le nombre d'habitants, le type d'habitat et le cycle hydrologique) fournissent un important pouvoir de prédiction des teneurs en Hg des poissons. De plus, nos données cartographiques montrent clairement que les milieux possédant une des plus importantes surfaces recouvertes par la végétation aquatique (6 % du bassin versant) de même que ceux possédant la plus faible surface sous couvert forestier (62 % du bassin versant) correspondent à ceux où les poissons présentent les plus fortes concentrations de Hg. À l'inverse, les milieux où les poissons ont présenté les plus faibles niveaux de contamination possédaient 94 % de leur bassin versant sous couvert forestier et seulement 1 % de leur bassin versant recouvert par la végétation aquatique. Ces résultats suggèrent donc l'importance capitale des usages présents dans les bassins versants sur le niveau de contamination au Hg de l'ichtyofaune locale. Ainsi, les conclusions de ce chapitre jettent un nouvel éclairage sur la problématique du Hg en Amazonie puisqu'elles démontrent l'importance des traits bio-écologiques (des milieux et des espèces), des usages sur les bassins versants et des pêches pratiquées par les riverains locaux. Ceux-ci constituent des éléments clé pour la prédiction des concentrations de Hg dans l'ichtyofaune du Tapajós. De plus, le niveau de contamination au Hg des gonades mis en évidence dans le chapitre 4

peut représenter un risque pour la santé reproductive des poissons femelles prédatrices et également représenter un danger pour la santé de leurs prédateurs naturels tels les oiseaux, les dauphins et finalement les populations riveraines consommatrices de ces tissus. Ces concentrations élevées (moyenne 792 ng/ g et maximum 2207 ng/g (poids sec)) peuvent aussi avoir des implications au niveau de la structure des populations, à l'échelle du bassin du Tapajós, puisque la diminution du nombre de poissons prédateurs peut mener à des déséquilibres importants dans toute la chaîne trophique (Carpenter et al, 1985).

Une accumulation antagonique entre le Hg et le Se a été mise en évidence chez les poissons du bassin du Tapajós dans le chapitre 5. Des niveaux élevés en Hg et faibles en Se ont été observés chez les espèces situées au sommet de la chaîne trophique et des tendances inverses ont été observées chez les espèces situées en bas de la chaîne trophique. Cependant, cette interaction semble varier à l'intérieur des groupes trophiques étudiés. Il semblerait également qu'à l'échelle du bassin étudié la bio-disponibilité de ces deux éléments, le Se et le Hg, puisse varier d'un site à l'autre. Malgré le fait que les concentrations de Se dans la chair de la plupart des poissons à l'étude dépassent rarement le seuil de $1 \mu\text{g/g}^{-1}$ poids humide, il est à rappeler que compte tenu la forte consommation de produits de la pêche par les riverains mise en évidence dans le chapitre I, les poissons peuvent représenter une source quotidienne non-négligeable de Se dans leur régime alimentaire. Ceci est d'autant plus vrai que ces riverains sont au courant de leur exposition chronique au Hg et de l'importance de privilégier la consommation des poissons non-prédateurs au détriment des poissons prédateurs, plus fortement contaminés à ce métal. Un suivi visant à vérifier si leurs apports quotidiens demeurent à des niveaux adéquats s'impose donc.

En guise de conclusion finale, cette thèse a démontré que la construction de solutions durables au problème du Hg dépasse les actions à petite échelle basées sur la modulation du régime alimentaire des riverains. Elle requiert des actions à grande échelle, visant à diminuer à la source le transfert du Hg vers les milieux aquatiques et par conséquent l'exposition des humains. La participation concertée de l'ensemble des acteurs impliqués au niveau local, régional et national constitue un impératif.

Références bibliographiques

- Carpenter, S.R.; Kitchell, J.F.; Hodgson, J.R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10) : 634-639.
- Dolbec, J.; Mergler, D.; Sousa Passos, C.J.; Morais, S.S.; Lebel, J. 2000. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *Int Arch Occup Environ Health*, 73: 195-203.
- Farella, N.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Daigle, S. (2006). Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. *Science of the Total Environment*, 368: 19-29.
- Godinho, A. L. (1993). E os peixes de Minas em 2010? *Ciência Hoje*, 16(91): 44-49.
- Le Goff, F. et Bonnomet, V. (2003). Biodisponibilité des métaux., INERIS DRC-03-46822-FLg/JL/03.0693, 64 p.
- Lebel, J.; Mergler, D.; Branches, F.; Lucotte, M.; Amorim, M.; Larríbe, F.; Dolbec, J. (1998). Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. *Environmental Research*, 79: 20-32.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S. Rheault, I.; Farella, N., De Jesus Da Silva, E. Dezencourt, J.; Sousa Passos, C-J.; Santos Soares, G.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. (1998). The geochemistry of Hg 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*, 223: 1-24.
- Salati, E. (1983). O clima atual depende da floresta. In: *Amazônia: desenvolvimento, integração, ecologia*. Brasília: Brasiliense, 15-43.
- Silveira, A. L. L. (1993). Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da Universidade, ABRH, EDUSP.

ANNEXES PRÉSENTÉES PAR CHAPITRE

CHAPITRE I

ANNEXE 1

Analyses complémentaires des données obtenues à l'aide des questionnaires**1- L'apprentissage et le temps de pratique de la pêche**

L'importance des liens parentaux ressort nettement dans l'analyse de l'apprentissage de la pêche dans la plupart des communautés, à l'exception de ST et NP (Figure 1). Dans ces deux communautés, 40% et 30% des personnes interrogées ont mentionné avoir appris seules à pêcher et respectivement 20% et 40% ont mentionné avoir appris à pêcher avec une autre personne à l'extérieur de la cellule familiale proche. L'apprentissage par observation (seul) apparaît en divers degrés d'importance chez les interviewés de toutes les communautés à l'exception de TE, CA et SU où personne n'a mentionné avoir appris seule l'art de la pêche. Plus précisément, entre 10% (à IP) et 40% (à ST) des interviewés ont mentionné ne pas avoir compté sur quiconque pour apprendre à pêcher (Figure 1).

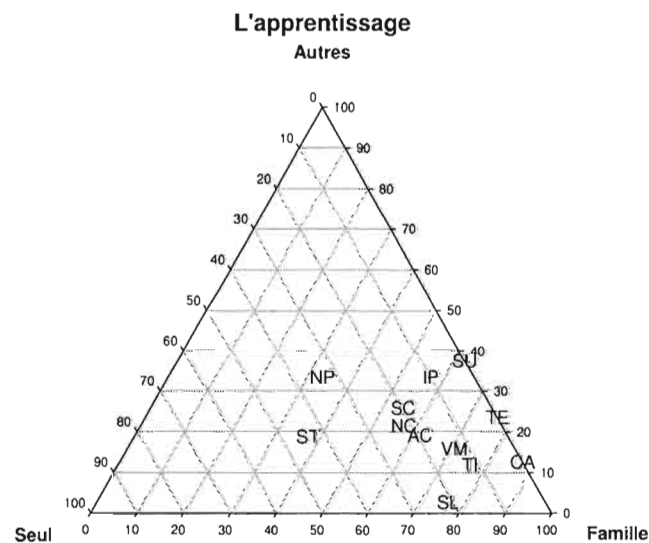


Figure 1. L'apprentissage de la pêche chez 12 communautés riveraines du bassin du Tapajós.

À TE, TI, IP, CA, AC, VM, SL et NC plus de 50% des interviewés ont répondu avoir appris à pêcher avec la figure masculine du grand-père ou du père. L'apprentissage de la pêche à travers une figure féminine a été rarement mentionnée : 1/38 à SL, 1/21 à AC, 1/18 à IT, 1/17 à TEC, 1/22 à IP et 5/31 à ST. De plus, les femmes interviewées ont également mentionné avoir appris à pêcher avec une figure masculine, soit leur grand-père ou leur père. La catégorie « autres » est également ressortie chez les femmes. Cette catégorie englobe plusieurs figures telles : mère, grand-mère, mari, oncle et ami(e).

Globalement, la différence observée dans le temps de pratique de la pêche s'est avérée significative entre hommes et femmes et également entre les communautés à l'étude (Tableau 1 et 2). Les hommes ont mentionné avoir en moyenne 5 ans de plus de pratique que les femmes (Tableau 1). Précisément, les hommes possèdent plus d'années de pratique de pêche que les femmes dans la plupart des communautés (Figure 2). À NC, SL, VM, ST, SU, TE, TI, IP et SC, les personnes interrogées ont mentionné avoir 50 ans et plus de pratique. À TI, les hommes et les femmes ont présenté le temps de pratique le plus élevé (moyennes de moindres carrés : homme = 35,3±3,9 et femme = 27,8±7,0) tandis qu'à AC, les hommes et les femmes ont présenté le plus faible temps de pratique de pêche de toutes les communautés (moyennes de moindres carrés : homme = 75,7±3,2 et femme = 6,5±9,9).

Tableau 1. Temps de pratique de la pêche chez l'ensemble des interviewés (en années).

Tableau des moyennes des moindres carrés.

Facteur contrôlé	Moyenne des moindres carrés	Erreur type	Moyenne (an)
F	20	2	20
H	26	1	25

Tableau 2. Pratique de la pêche selon le sexe et le lieu de résidence des interviewés.

ANOVA à deux critères de classification.

	Nparm	Degré de liberté	Dispersion	Rapport F	Prob > F
communauté	7	7	4514,5858	3,3956	0,0020
sexe	1	1	1126,7810	5,9325	0,0158

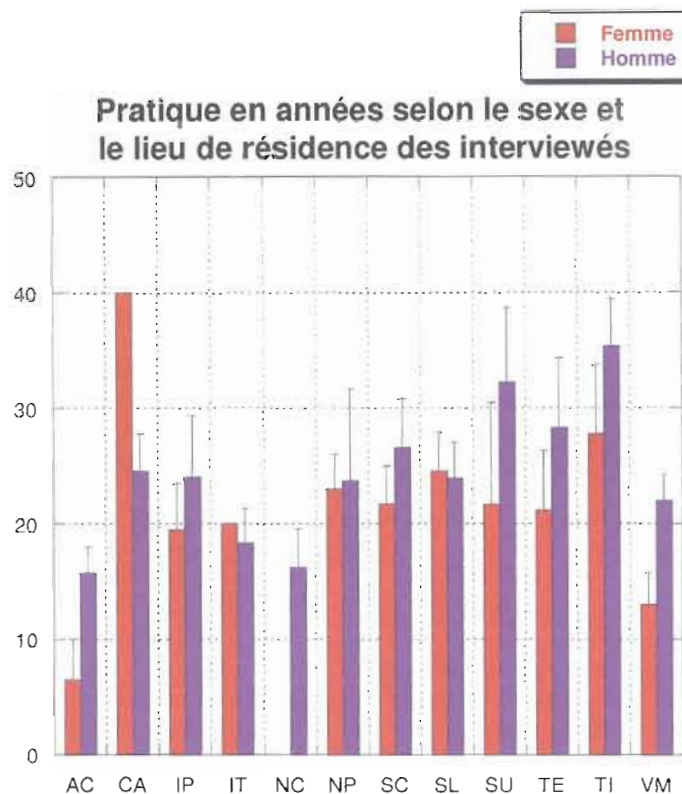


Figure 2. Pratique de la pêche selon le sexe et le lieu de résidence des interviewés (moyenne des années \pm erreur standard).

2- Les milieux exploités selon deux saisons distinctes

L'exploitation des milieux naturels présents dans le bassin du Tapajós, tels les lacs et les rivières, ne semble pas changer au cours des saisons (Figure 3). Quelques rares exceptions peuvent être observées sur la figure 4. Par exemple : à VM et à AC les pêcheurs semblent s'intéresser davantage à l'exploitation des lacs pendant l'étiage comparativement à l'étiage tandis qu'une tendance inverse est observée chez les pêcheurs de NC. Toutefois, une différence spatiale dans l'usage des écosystèmes ressort nettement dans notre analyse. En effet, les pêcheurs de SC ont mentionné pêcher seulement dans la rivière et ce, au cours des deux saisons. À l'opposé, les pêcheurs vivant à NP, TI et TE ont mentionné ne jamais pêcher

uniquement dans la rivière que ce soit à l'étiage ou à l'étales. De plus, les pêcheurs vivant à NP et TE exploitent davantage les lacs comparativement aux pêcheurs des autres communautés

Habitat exploité par communauté et par saison

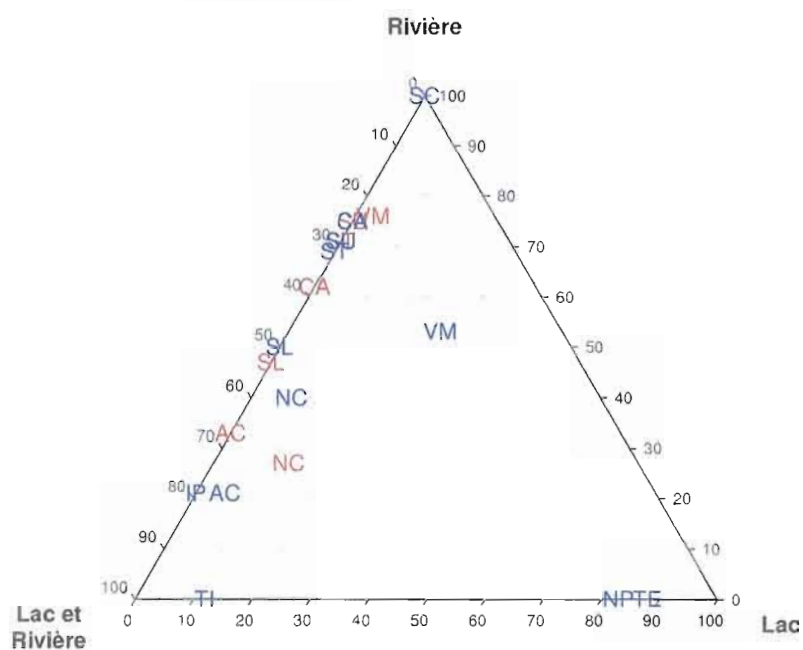


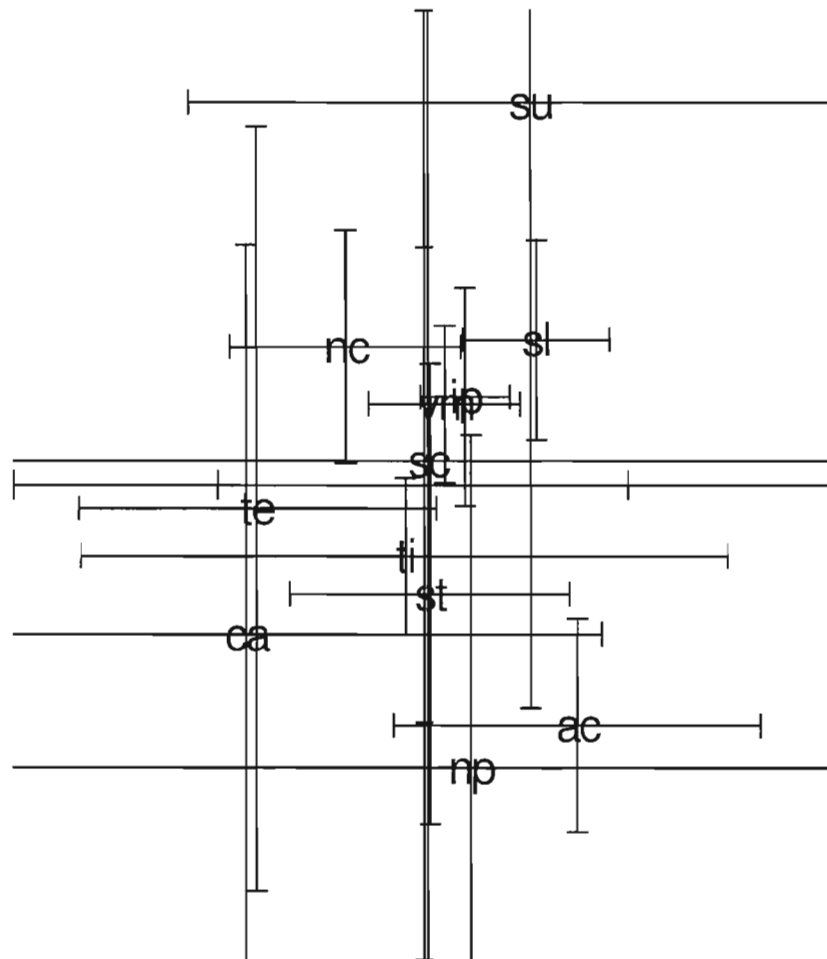
Figure 3. Les habitats exploités par les pêcheurs de 12 communautés du bassin du Tapajós selon deux saisons distinctes (étales/saison des pluies en bleu et étiage/saison sèche en rouge).

3- L'utilisation des engins de pêche

Tel que mentionné dans le chapitre 1, l'emploi de 7 différents outils de pêche a été répertorié dans les communautés étudiées ainsi que l'utilisation de différentes combinaisons d'engins, soit 8 combinaisons en étales et en étiage pour exploiter les lacs et 7 et 12 respectivement pour exploiter les rivières (Tableaux 3 et 4).

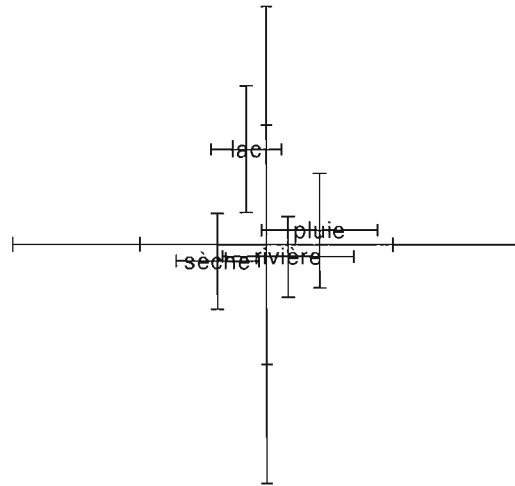
In fine, aucune combinaison d'engins n'est utilisée à CA dans les lacs et ce, pendant les deux saisons. À NP l'utilisation d'une combinaison d'engins n'est également pas répandue. Seulement 16,6% des personnes interrogées ont mentionné en faire usage tandis que 83,4 % ont mentionné n'utiliser qu'un seul engin pour l'exploitation des lacs durant les deux saisons. Par contre, la totalité des pêcheurs interrogés dans cette même communauté ont mentionné utiliser une combinaison de ligne et palangre pendant l'étale et le filet maillant pendant l'étiage pour l'exploitation de la rivière. À CA et à TE aucune utilisation de combinaison d'engins dans la rivière pendant l'étiage n'a été répertoriée.

À SU, 50% des répondants utilisent une combinaison de filet et épervier dans les lacs lors des deux saisons et les autres 50% une combinaison de filet et palangre. À CA, l'utilisation du trident ressort dans l'exploitation des lacs lors de l'étiage (33% des interrogés) et dans les rivières lors de l'étiage (13% des interrogés). À AC, 22% et 14% des répondants utilisent une combinaison de ligne à main et palangre dans les rivières lors de l'étale et de l'étiage respectivement. Dans cette dernière communauté seulement, une combinaison flèche et trident a été répertoriée dans l'exploitation des rivières pendant l'étiage (10% des interrogés). À ST particulièrement, les pêcheurs font usage de 3 engins et plus dans l'exploitation des ressources halieutiques (20% dans les lacs lors de deux saisons et 19% dans les rivières lors de la saison des pluies (Figure 4).

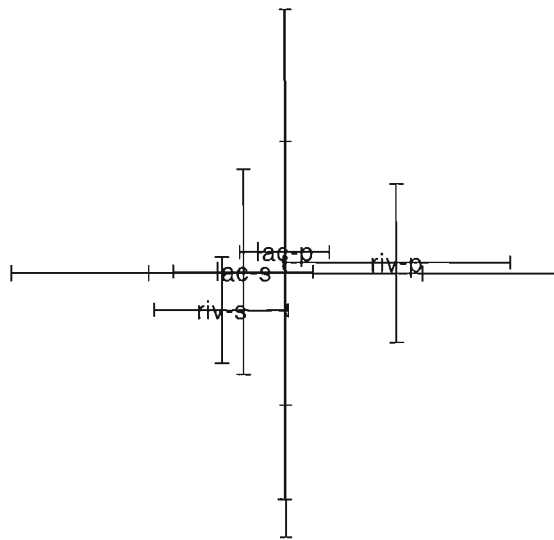


(A) AFC représentant les 12 communautés participant à l'étude selon leurs habitudes de pêche.

Légende : su = Sumauma, sl = Sao Luiz, nc = Nova Canaa, te = Curi-Teça, ti = Curi-Timbo, ca = Campo Alegre, np = Novo Paraiso, ac = Açaituba, sa = Santo Antonio, vm = Vista Alegre et Mussum, ip = Ipaupixuna et sc = Santa Cruz.



(B) AFC représentant les types de milieux et les saisons à l'étude.



(C) AFC représentant les habitats exploités selon la saison des pluies et la saison sèche par les 12 communautés riveraines.

Figure 4 (suite). AFCs permettant de caractériser l'utilisation des engins selon le type de milieu et la saison par 12 communautés riveraines du bassin du Tapajos (A, B et C).

Légende : riv-s = rivière pendant la saison sèche; riv-p = rivière pendant la saison des pluies;

lac-s = lac pendant la saison sèche et lac-p = lac pendant la saison des pluies.

Tableau 3. Combinaisons d'engins utilisées par les pêcheurs du bassin du Tapajos dans les lacs pendant l'étaie et l'étiage.

Combinaison	NC		SL		ST		VM		AC		NP		SU		CA		IP		TI		TE		SC	
	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	Étaie	Étiage	**	**
Filet + ligne	<u>X</u>	X	X	X			X					X					X	X	X	X		X	**	**
Filet + épervier		X	X										<u>X</u>				X	X					**	**
Filet + palangre	X	X	X	X										<u>X</u>			X		X		X	X	**	**
Filet + flèche										X													**	**
Filet + trident				X				X													X	X	**	**
Ligne + palangre		X	X	X	<u>X</u>	<u>X</u>			X	X							X	X			X	X	**	**
Ligne + flèche			X	X					<u>X</u>														**	**
Ligne + épervier																	X	X					**	**
Palangre + flèche									X														**	**
Palangre + trident																					X		**	**
Épervier + trident																							**	**
3 engins et plus			X	X	<u>X</u>	<u>X</u>	X	X	X	X	X						X	X	X	X	X	X	**	**

* Les croix ont été présentées en bold et soulignées dans les communautés où 20% et plus des interrogés ont mentionné faire usage de la combinaison.

** Il n'y pas de lac exploité dans cette communauté.

Tableau 4. Combinaisons d'engins utilisées par les pêcheurs du bassin du Tapajos dans les rivières pendant l'étale et l'étiage.

Code	Combinaison	NC		SL		ST		VM		AC		NP		SU		CA		IP		TI		TE		SC		
		Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	Étale	Étiage	
Fil lig	Filet + ligne	X	X	X	X	X	X	X	X						X	X			X	X	X	X			X	
Fil epc	Filet + épervier		X		X	X	X		X									X	X						X	
Fil pal	Filet + palangre	X	X	X	X	X		X	X												X	X			X	
Fil fle	Filet + flèche																									
Fil tri	Filet + trident						X												X							
Fil har	Filet + harpon														X											
Lig pal	Ligne + palangre	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X		X	X	X					X	X
Lig fle	Ligne + flèche									X																
Lig epc	Ligne + épervier							X	X																X	
Lig tri	Ligne + trident								X												X					
Pal fle	Palangre + flèche			X	X					X								X								
Pal tri	Palangre + trident										X															
Epc tri	Épervier + trident				X										X											
Epc fle	Épervier + flèche				X																					
Fle tri	Flèche + trident										X															
Plusde3	3 engins et plus			X	X	X	X	X	X	X	X			X		X		X	X	X	X			X	X	

* Les croix ont été présentées en bold et soulignées dans les communautés où 20% et plus des interrogés ont mentionné faire usage de la combinaison.

4- Analyse détaillée des connaissances traditionnelles au sein des riverains vivant dans les 6 communautés

L'utilisation de végétaux dans l'activité de pêche semble varier d'une communauté à l'autre ($p = 0,0076$). À NC presque 83% des interviewés ont mentionné utiliser des végétaux dans leurs pratiques quotidiennes de pêche tandis qu'à SA seulement environ 28% font usage des végétaux (Tableau 5). Le manque de connaissance des pêcheurs et/ou les caractéristiques propres de chaque milieu peuvent être à l'origine de cette utilisation différenciée. Dans le chapitre 3 de cette thèse, il ressort qu'à SA on retrouve le plus faible pourcentage de forêt sur le bassin versant (62%). À l'opposé, à AC on retrouve un des plus forts pourcentage de forêt sur le bassin versant (83%). Ceci nous laisse supposer que la première raison est à l'origine de la faible utilisation des végétaux locaux dans les pratiques de pêche des habitants de AC, compte tenu du caractère récent de la fondation de cette communauté. 34 végétaux associés à 5 différents usages ont été répertoriés dans le cadre de notre enquête (Tableau 6). Tous les végétaux utilisés sont obtenus dans les écosystèmes locaux à travers d'une activité extractiviste.

Les produits de la pêche sont également utilisés dans la médecine traditionnelle des peuples amazoniens. L'expression médecine traditionnelle se rapporte aux pratiques, méthodes, savoirs et croyances en matière de santé qui impliquent l'usage à des fins médicales de plantes, de parties d'animaux et de minéraux, de thérapies spirituelles, de techniques et d'exercices manuels – séparément ou en association – pour soigner, diagnostiquer et prévenir les maladies ou préserver la santé.

Dans notre étude, entre 34,5 et 56,2 % des répondants ont mentionné se servir des produits de la pêche pour se soigner (Tableau 7). Aucune variabilité dans l'utilisation des produits de la pêche comme médecine traditionnelle parmi les 6 communautés étudiées n'a été observée ($p = 0,5709$). Raie, caïman, tortue, dauphin et 8 espèces de poissons ont été répertoriés dans notre étude comme étant des produits de la pêche ayant une vertu médicinale (Tableau 8). L'emploi de la faune ichtyenne dans les systèmes médicaux traditionnels a été souvent observé dans différentes régions du Brésil.

Dans notre étude, le principal produit dérivé des ressources halieutiques utilisé dans la médecine local a été la graisse des 12 ethno-espèces répertoriées, à l'exception de l'utilisation de l'otolithe de *P. squamosissimus*. Dans le système de classification des pêcheurs du bassin du Tapajos, les caïmans, les raies, les tortues et les dauphins ont été également inclus dans la catégorie « poissons ». Au Brésil, l'inclusion ou l'exclusion d'autres organismes dans l'ethnocatégorie « poisson » est observé depuis des siècles. L'inclusion des caïmans, des capibaras, des lamantins et des geckos a déjà été mentionnée auparavant.

Tableau 5. Tableau de contingence illustrant l'usage des végétaux dans les pratiques de pêches des riverains du bassin du Tapajos.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Non	N	9	4	13	12	13	51
	%	52,94	17,39	72,22	37,50	50,00	
Oui	N	8	19	5	20	13	65
	%	47,06	82,61	27,78	62,50	50,00	
N Total		17	23	18	32	26	116

Tableau 6. Végétaux utilisés dans le cadre des activités de pêche pratiquées par les riverains du bassin du Tapajos, leur usage spécifique ainsi que leur provenance.

Usage	N	Végétal	Provenance
Appât à poisson	20	tartaruguinha, joari, guajará, crita de galo, godião, feijãozinho, cataurai, najá, tucumã, maria preta, palmito, taquari, urucurana, purui, tarumã, mata-fome, sarão, aninga, jenipapo, cajurana	forêt, berges, forêt inondée
Attache à poisson	6	cipó de jauari, envira, cipó titica, grande guariba, talo de tucumã, buruturana	forêt, berges
Construction de pirogues, rames, etc.	1	Itaúba	forêt
Teint les lignes et les filets de pêche	6	casca de castanha do pará, de piquiá, de muruci et de muuba, crajirú, muriá	forêt, berges, forêt inondée, jachère
Ichtyotoxique	1	Timbó	forêt

Tableau 7. Utilisation des produits de la pêche dans la médecine traditionnelle chez 6 communautés riveraines du bassin du Tapajos.

		AC	NC	SA	SL	VAM	N Total
Non	N	7	15	10	14	19	65
	%	43,8	65,2	58,8	51,9	65,5	
Oui	N	9	8	7	13	10	47
	%	56,2	34,8	41,2	48,1	34,5	
N Total		16	23	17	27	29	112

Tableau 8. Usages médicaux traditionnels des produits de la pêche par les riverains du bassin du Tapajos.

Usage	N	Produit	Nom commun	Nom scientifique
Asthme	4	Graisse	Raie, poraqué, tambaqui, traíra	<i>Potamotrygon sp.</i> , <i>Electrophorus electricus</i> , <i>Colossoma macropomum</i> , <i>Hoplias malabaricus</i>
Blessure	5	Graisse	Caïman, poraqué, aracu, surubim, raie	<i>Caiman crocodiles</i> , <i>Electrophorus electricus</i> , <i>Schizodon sp.</i> , <i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> , <i>Potamotrygon sp.</i>
Furoncle	1	Graisse	Piranha	<i>Serrasalmus sp.</i>
Douleur	1	Graisse	Pirarara	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>
Gonflement des jambes	3	Graisse	Pirarara, tortue, traíra	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> , <i>Podocnemis expansa</i> , <i>Hoplias malabaricus</i>
Hernie	2	Graisse	Raie	<i>Potamotrygon sp.</i>
Infections de la peau	1	Graisse	Tortue	<i>Podocnemis expansa</i>
Infection urinaire	1	Otolithe	Pescada	<i>Plagioscion squamosissimus</i>
Douleur à l'oreille	3	Graisse	Traíra, dauphin, tambaqui	<i>Hoplias malabaricus</i> , <i>Sotalia fluviatilis</i> , <i>Colossoma macropomum</i>
Nettoyage de la peau	1	Graisse	Tortue	<i>Podocnemis expansa</i>
Retarder le vieillissement	1	Graisse	Tortue	<i>Podocnemis expansa</i>
Rhumatisme	4	Graisse	Poraqué, tortue, caïman, dauphin	<i>Electrophorus electricus</i> , <i>Podocnemis expansa</i> , <i>Caiman crocodiles</i> , <i>Sotalia fluviatilis</i> ,

ANNEXE 2

Grille de thèmes abordés dans les questionnaires 1 et 2

Sujet d'intérêt	Exemple de question
<i>Généralités</i>	Date et lieu de l'entrevue; Nom, sexe, âge et origine du pêcheur
<i>Historique du pêcheur</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Depuis combien de temps êtes-vous installé dans cette communauté? - Si vous n'êtes pas de la région, d'où venez-vous? - Quelles ont été les activités professionnelles pratiquées depuis votre arrivée? - Quelle activité effectuée votre père/grand-père et mère/grand-mère? - Par rapport la pêche, qu'avez vous appris avec eux? Utilisez vous la même technique qu'eux? (Détailler).
<i>Organisation communautaire du groupe</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Vous considérez vous un pêcheur professionnel ou de subsistance? Pourquoi? - Existe-t-il une association de pêcheur au sein de votre communauté? Si oui, êtes-vous membre? D'après vous, quelle est l'importance d'une telle association? Dans le cas échéant, êtes-vous membre une organisation communautaire quelconque? Pourquoi?
<i>Les principaux sites de pêche</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Quels sont vos principaux sites de pêche? (Localiser sur la carte). - Comment le choisissez vous? Combien de temps exploitez vous le même site? - D'après vous, quelle est la principale raison pour un changement de site (l'espèce envisagée ou le cycle saisonnière)? Combien de site avez vous eu dans cette communauté (les identifier sur la carte au fil des temps). - Quelles espèces de poissons pêchez-vous?
<i>Relation entre les pêcheurs et le partage du territoire de pêche</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Comment choisissez vous vos sites de pêche? - Partagez vous vos territoires de pêche avec d'autres pêcheurs? (si oui, combien et qui sont-ils; si non, pourquoi).
<p data-bbox="363 1240 727 1289"><i>Les stratégies de pêche au cours des saisons</i></p> <p data-bbox="363 1315 735 1364"><i>La ressource: abondance et distribution spatiale et temporelle</i></p> <p data-bbox="461 1389 632 1417"><i>L'engin de pêche</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> - Votre activité de pêche, est-t-elle influencée par les saisons? Expliquez (selon les caractéristiques spécifiques qui suivent les cycle des eaux). - Quelles sont les espèces les plus abondantes selon les saisons et les sites de pêche? (Carte). - Attribuez vous une/des caractéristique(s) environnementale(s) à l'abondance des poissons? Expliquez. - Quels sont vos engins de pêche? (Préciser l'espèce (s) de poissons envisagée (s)). Changez-vous d'engin selon les saisons? Expliquez. - Pouvez vous me décrire votre activité au long des saisons (temps de pêche, nombre d'engin, la capture, la conservation, le marché, etc).
<i>Les changements environnementaux observés au fil des temps</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Avez-vous observé des changements environnementaux au fil des temps? (Lesquels et sa localisation spatio-temporelle). - Avez-vous observé des changements par rapport à l'abondance de la ressource? (Lesquels et sa localisation spatio-temporelle). - D'après vous, existe-t-il un lien entre ces deux changements? Expliquez. - Adaptez vous votre activité de pêche à ces changements (le temps de pêche, l'horaire, l'engin, le lieu, etc). Expliquez.

ANNEXE 3

Questionnaires 1 et 2 en version d'origine

(« 1 » appliqué au sein de 12 communautés et « 2 » appliqué au sein de 6 communautés)

QUESTIONARIO 1

Comunidade: _____ Data: ___/___/2003
 Entrevistador: _____
 Entrevistado: _____ Apelido: _____
 Sexo: () F () M Idade: _____

1 Com quem você aprendeu a pescar e há quanto tempo você pratica essa atividade? _____
 () Pai () irmão () Avô () Outro _____

2 Qual(is) o(s) apetrecho(s) de pesca que você utiliza?
 na cheia no rio: _____ na cheia no(s) lago (s): _____
 na seca no rio: _____ na seca no(s) lago (s): _____

3 Quantos dias você pesca durante a semana e quantos quilos de peixe você obtém por esse esforço?

Na cheia: _____ por semana Onde: _____ Quantidade: _____ Kg

Na seca: _____ por semana Onde: _____ Quantidade: _____ Kg

4 Você nota alguma diferença na quantidade atual de peixe disponível? () SIM () NÃO
 Aumentou () Diminuiu ().

Em caso positivo, há quanto tempo? _____

O que tem que ser feito pra resolver esse problema?

Estabelecer normas () Orar à Deus () Proibir a entrada de pescadores de fora () Não sei
 () Outro _____

De acordo com você, qual é a causa da sobre-pesca: Mudança causada pelo homem

() Poluição () Arraste () Outro: _____

5 Você já ouviu falar de alguma comunidade onde existe Acordo ou Manejo de Pesca (gestão que estabelece regras sobre o acesso e uso do recurso pesqueiro comunitário)? SIM () NÃO ()

Detalhe: _____

QUESTIONARIO 2

Identificação

Comunidade: _____ Data: ___/___/2003
 Entrevistador: _____

Entrevistado: _____ Apelido: _____
 Sexo: () F () M Idade: _____

Seção I : Histórico do pescador

1. Você é paraense?

- Sim (). Há quanto tempo você mora nesta comunidade? _____ Onde morava antes?

Quais atividades profissionais você realizou desde a sua chegada? _____

- Não (). De onde vem? _____ Há quanto tempo você mora nesta comunidade? _____

Quais atividades profissionais você realizou desde a sua chegada? _____

2. Qual é ou foi a atividade profissional realizada por seu (sua): Pai _____ Mãe _____
 Avós _____ Avós _____

3. Você é casado? Sim () Não (). Nome e origem da esposa: _____
 Qual é a principal atividade realizada pela sua esposa? _____

4. Com quem você aprendeu a pescar? _____

5. Você pesca: Só para comer () Só para vender ()
 Para comer e vender o que sobra () Para vender mas come também ()

7. Quantas vezes por semana você consome peixe? _____

O Calendário anual (Definição das estações: Vazante: de _____ à _____; Seca: de _____ à _____ Enchente: de _____ à _____ Cheia: de _____ à _____).

Estação	Características ambientais (acesso ao rio/lago; presença de macrófitas; cor da água; presença de fruteiras e utilidades;	Abundância do recurso (peixes e outros animais; desova ou reprodução;	Atividades realizada e Acesso ao Mercado)	Realização de outras atividades (identificação, vantagens e desvantagens)
Vazante				
Seca				

Enchente	Cheia

Outras observações:

Seção 2 : A atividade de pesca

8. Quantas vezes por semana você pesca?

Durante a cheia _____ Quantas horas por dia? _____ Quantos quilos de peixe você pesca por esse esforço? _____

Durante a seca _____ Quantas horas por dia? _____ Quantos quilos de peixe você pesca por esse esforço? _____

VERIFICAÇÃO: E hoje quantos quilos você pegou? _____

9. Qual o tipo de embarcação utilizada para a realização da pesca? (casco, canoa, canoa motorizada, barco a motor, etc) _____

Marque com X se o entrevistado for o proprietário ()

10. Quais os instrumentos que você utiliza para pescar? (Caniço, anzol, linha de mão, arpão, zagaia, tarrafa, malhadeira bubueira, espinhel)

Estação	Lugar	Isca usada	Espécie alvo
Vazante	No lago _____ _____	_____ _____	_____ _____
	Rio _____ _____	_____ _____	_____ _____
Seca	No lago _____ _____	_____ _____	_____ _____
	Rio _____ _____	_____ _____	_____ _____
Enchente	No lago _____ _____	_____ _____	_____ _____
	Rio _____ _____	_____ _____	_____ _____
Cheia	No lago _____ _____	_____ _____	_____ _____
	Rio _____ _____	_____ _____	_____ _____

11. Como você conserva o pescado? Gelo () Salga () Defumação () Outro () _____

12. Você sabe preparar o piracuí? Sim () Não (). Você prepara? Sim () Não () Porque? _____

13. Você usa alguma planta ou árvore na sua atividade de pesca (como isca; para tingir rede; como veneno para peixe; para fazer amardilha; para fazer cambada; como utensílio cuia; para fazer canoa; remo; como bóia)? Precise qual e a parte utilizada: _____

Onde vai buscar? _____

14. Você usa algum produto a base de peixe para tratar ou curar doenças? () Sim () Não
 () Escama. De quê? _____ Para quê? _____
 () Banha. De quê? _____ Para quê? _____
 () Couro. De quê? _____ Para quê? _____
 () Osso. De quê? _____ Para quê? _____

Seção 3 : A divisão familiar do trabalho

15. De maneira geral, você pesca Sozinho () Em equipe (). Com que?

1 Nome/apelido _____ É parente? _____
 2 _____ É parente? _____
 3 _____ É parente? _____
 4 _____ É parente? _____
 5 _____ É parente? _____

16. No seio de sua família (UF) quem mais participa da atividade de pesca? () Ninguém mais () Esposa () Filho () Filha () Outro () _____

17. Quem realiza as atividades seguintes:

	Pessoa identificada	Ligação com o entrevistado
Repara os instrumentos		
Prepara as iscas		
Pesca		
Trata do peixe capturado		
Vende		
Troca		
Ilumina a pesca noturna		
Pilota a embarcação		

Seção 4 : Os sítio de pesca

18. Quais são os seus principais lugares de pesca? _____

19. Como eles foram escolhidos? Há quanto tempo você explora esse(s) lugar(es)? Quanto tempo você prevê poder explorá-lo(s) _____

20. De acordo com você, qual é a principal razão para se mudar de sítio de pesca (espécie visada, estação, etc)? _____

21. Quantos sítios ou lugares de pesca você já teve nesta comunidade? _____
Identificá-los _____

Seção 5 : A organização comunitária

22. Você se considera um pescador profissional ou de subsistência? Porque? PP () PS ()

23. Você faz parte da associação de pescadores? Sim () Não () Porque? _____

24. Você faz parte de outra organização comunitária? Porque? _____

Seção 6 : Os agentes envolvidos na comercialização do pescado

25. Para quem você vende o pescado? _____

Essa pessoa vende para quem _____

Mercado visado _____

Seção 7: A percepção ambiental do pescador e suas perspectivas

26. Você observou ao longo do tempo alguma mudança ou alteração ambiental nos lugares onde pesca? Sim () Não () Qual (Localização espaço-temporal)? _____

27. Você observou ao longo do tempo alguma mudança com relação a abundância do pescado? Sim () Não () Qual (Localização espaço-temporal)? _____

28. De acordo com você, existe alguma ligação entre essas duas mudanças? Sim () Não () Explique _____

29. Em caso de resposta positiva a questão 26 e/ou 27 pergunte: Você adaptou a realização da pesca segundo as mudanças mencionadas? (O tempo de pesca; o horário; o instrumento; o lugar; etc). Explique _____

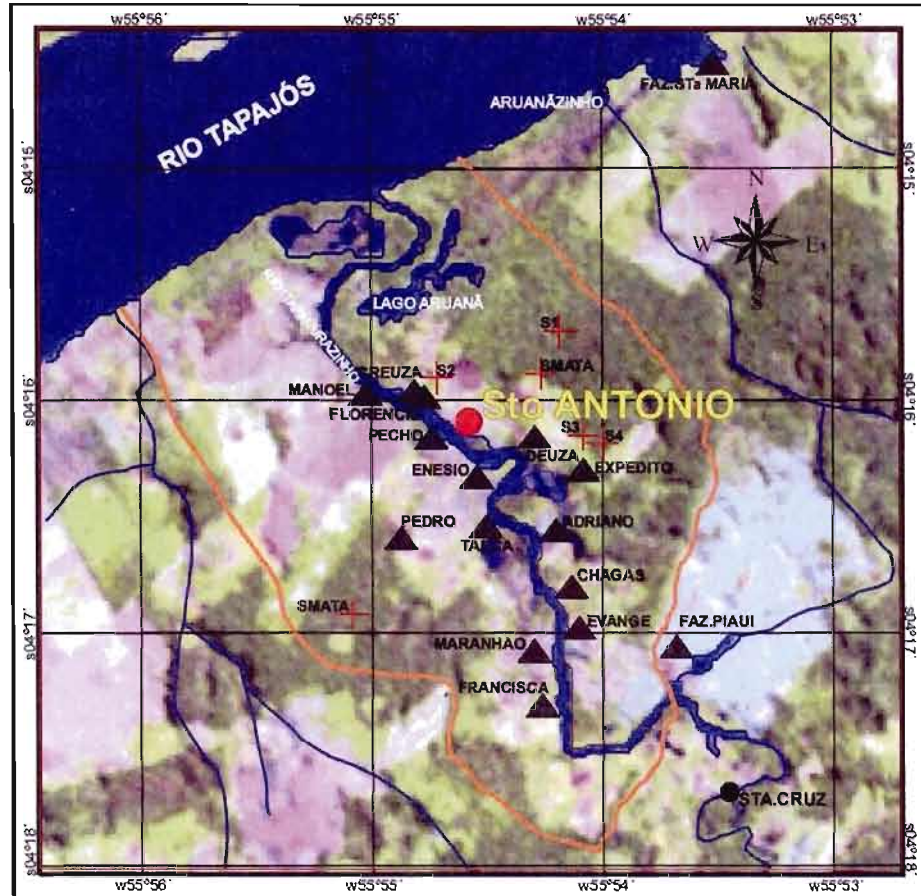
ANNEXE 4

Localisation des six principales communautés étudiées










Échelle des cartes
Projeção: UTM/SAD69
250 0 250 500 750 1000 1200
ESCALA 1: 50.000
2005

Itapacurazinho



Légende

Crédits des images









<p>LEGENDA</p> <ul style="list-style-type: none">  Estrada  Bacia de drenagem  Comunidade  Núcleo da comunidades St. Antonio  Limite "catalogado" da comunidade de St. Antonio  Casa  Sítio de amostragem de solo <p>Area Total (Km²) 14,54</p>	<p>PROJETO CARUSO</p> <p>PROJETO DE TESE: OTÁVIO DO CANTO DIRETOR: PROF. DR. MARC LUCOTTE CODIRETOR: PROF. DR. ROBERT DAVIDSON</p> <p>TRABALHO DE CAMPO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO (COLABORAÇÃO) JOSE A. DOS SANTOS (COLABORAÇÃO)</p> <p>ELABORAÇÃO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO</p> <p>EXECUÇÃO: ANDRÉA COELHO - SPRING 4 e CorelDRAW 9 OTÁVIO DO CANTO - CorelDRAW 9 GUILHERME CAMPOS (APOIO TÉCNICO)</p>
---	---

São Luiz do Tapajós

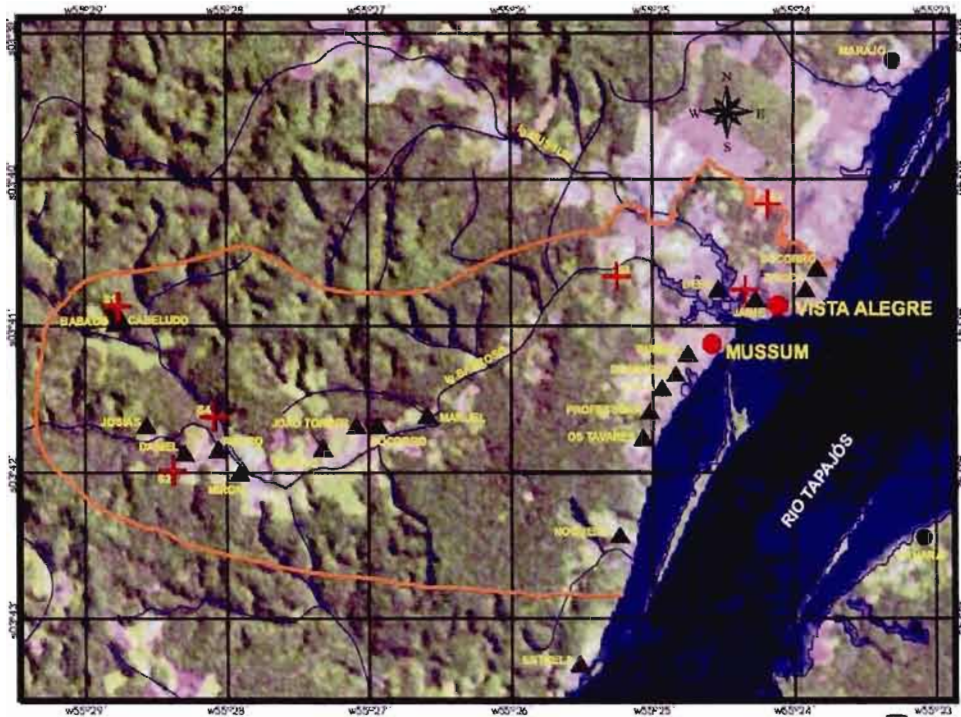


Légende

Crédits des images








<p>LEGENDA</p> <ul style="list-style-type: none">  Estrada  Bacia de drenagem  Comunidade  Núcleo da comunidade de São Luiz do Tapajós  Limite "catalogada" da comunidade de São Luiz  Limite do Parque  Casa  Sítio de amostragem de solo <p>Area Total (Km²) 56,35</p>	<p>PROJETO CARUSO PROJETO DE Tese: OTÁVIO DO CANTO DIRETOR: PROF. DR. MARC LUCOTTE CODIRETOR: PROF. DR. ROBERT DAVIDSON</p> <p>TRABALHO DE CAMPO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO (COLABORAÇÃO) JOSE A. DOS SANTOS (COLABORAÇÃO)</p> <p>ELABORAÇÃO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO</p> <p>EXECUÇÃO: ANDRÉA COELHO - SPRING 4 e CorelDRAW 9 OTÁVIO DO CANTO - CorelDRAW 9 GUILHERME CAMPOS (APOIO TÉCNICO)</p>
--	---

Mussum et Vista Alegre

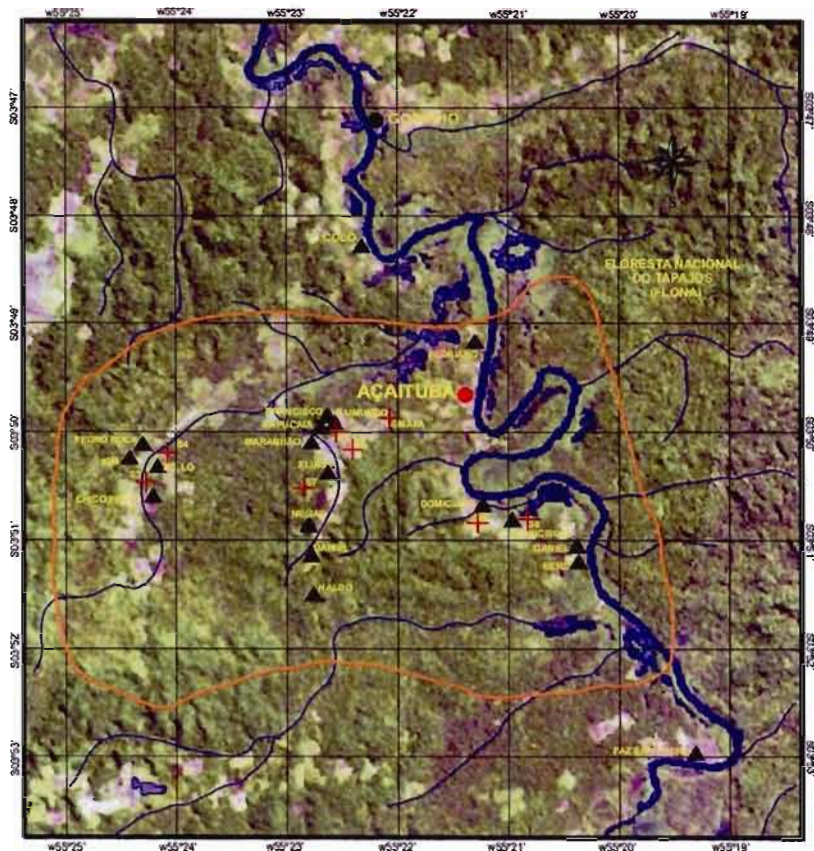


Légende

Crédits des images









<p>LEGENDA</p> <p> Estrada</p> <p> Bacia de drenagem</p> <p> Comunidade</p> <p> Núcleo da comunidade Mussum-Vista Alegre</p> <p> Limite "dialogado" da comunidade Mussum-V. Alegre</p> <p> Casa</p> <p> Sítio de amostragem de solo</p> <p>Area Total (Km²) 36,18</p>	<p>PROJETO CARUSO</p> <p>PROJETO DE TESE: OTÁVIO DO CANTO DIRETOR: PROF. DR. MARC LUCOTTE CODIRETOR: PROF. DR. ROBERT DAVIDSON</p> <p>TRABALHO DE CAMPO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO (COLABORAÇÃO) JOSE A. DOS SANTOS (COLABORAÇÃO)</p> <p>ELABORAÇÃO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO</p> <p>EXECUÇÃO: ANDRÉA COELHO - SPRING 4 e CorelDRAW 9 OTÁVIO DO CANTO - CorelDRAW 9 GUILHERME CAMPOS (APOIO TÉCNICO)</p>
--	---

Açaituba



Légende

Crédits des images

<p>LEGENDA</p> <ul style="list-style-type: none">  Estrada  Bacia de drenagem  Comunidade  Núcleo da comunidades Açaituba  Limite "dialogado" da comunidade Açaituba  Limite da FLONA  Casa  Sítio de amostragem de solo <p>Área Total [Km²] 59,97</p>	<p>PROJETO CARUSO PROJETO DE TESE: OTÁVIO DO CANTO DIRETOR: PROF. DR. MARC LUCOTTE CODIRETOR: PROF. DR. ROBERT DAVIDSON TRABALHO DE CAMPO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO (COLABORAÇÃO) JOSE A. DOS SANTOS (COLABORAÇÃO) ELABORAÇÃO: OTÁVIO DO CANTO ANDRÉA COELHO EXECUÇÃO: ANDRÉA COELHO - SPRING 4 e CorelDRAW 9 OTÁVIO DO CANTO - CorelDRAW 9 GUILHERME CAMPOS (APOIO TÉCNICO)</p>
--	---

CHAPITRE II

ANNEXE 1

Les espèces récoltées dans 6 milieux aquatiques du Tapajós lors des deux saisons d'échantillonnage. * Les pêches ont été effectuées selon un autre protocole.

N	ORDRE / Famille / Espèce	Code	Alimentation	Décrué 2003						Étiage 2004					
				PAR	JAC	ITA	CAP	RES	CUP	PAR	JAC	ITA	CAP	RES	CUP
CHARACIFORME															
Anastomidae															
1	<i>Schizodon fasciatus</i>	sch fas	herbivore	1			*		6		5	6			
2	<i>Schizodon vittatum</i>	sch vit	omnivore	10	11	2	*	23	3		5	5	3	2	1
3	<i>Leporinus fasciatus</i>	lep fas	omnivore	26	18	2	*		2		1	1	2		6
4	<i>Leporinus friderici</i>	lep fri	omnivore		1	10	*	6	4		1	1			3
5	<i>Anastomoides laticeps</i>	ana lat		12	6	13	*	3	1			2	7	17	2
6	<i>Leporinus af. affinis</i>	lep aff					*							1	
7	<i>Rhytiodus microlepis</i>	rhy mic	omnivore		1		*	1			2				
8	<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	rhy arg			6		*		2		1	1			2
Characidae															
9	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	acefalci	piscivore	2	3	15	*	1	11		12	17	43	26	1
10	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	acefalca	piscivore				*		2				1	1	
11	<i>Brycon cephalus</i>	bry cep	herbivore	2			*								2
12	<i>Triporthus albus</i>	tri alb	omnivore				*					3			12
13	<i>Triporthus elongatus</i>	tri elo	omnivore		7		*						1		1
14	<i>Chalceus macrolepidotus</i>	cha mac		12	2	1	*		9				6		2
15	Sardinha non identifié	sar nid		52			*	1							
16	Matupiri non identifié	mat nin		2	12		*								

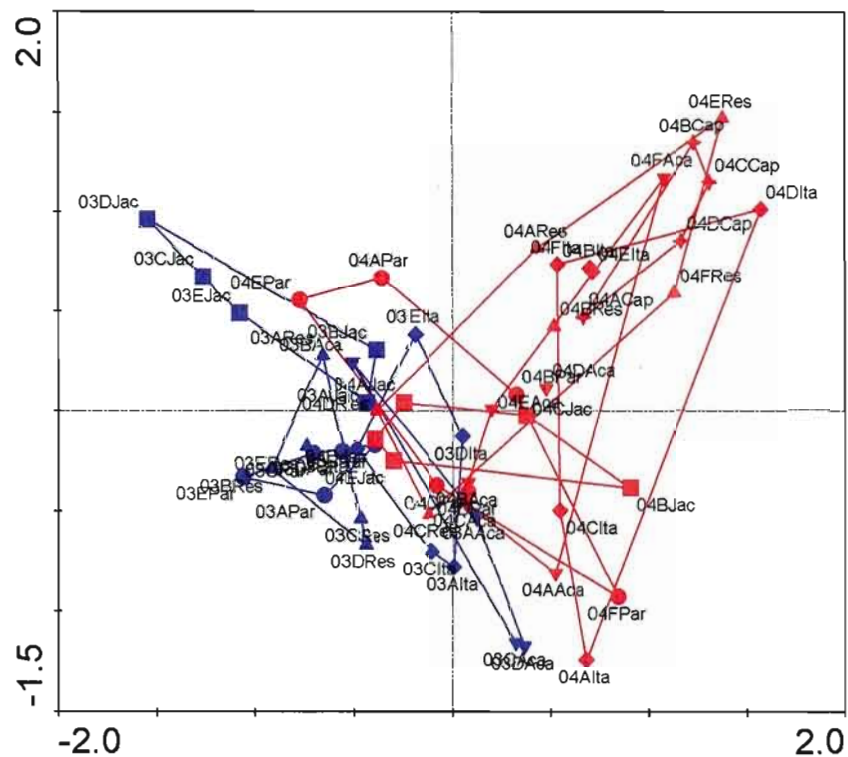
Curimatidae														
17	<i>Potamorhina altamazonica</i>	pot alt	détritivore				*	1			19			
18	<i>Potamorhina latior</i>	pot lat	détritivore		1		*	14						
19	<i>Curimata inornata</i>	cur ino		778	7		*	28	2	15	27	17		20 9
20	<i>Cyphocharax abramoides</i>	cyp abr					*	1				3		
21	<i>Steindachnerina cf.bimaculata</i>	stecfbim					*	11						
22	<i>Psectrogaster rutiloides</i>	pse rut	détritivore	10			*							
23	Branquinha amarela non ident.	bramnid		12	5		*							
24	Branquinha grande non ident.	bragnid		5			*							
25	Branquinha non ident.	bra nid					*					7		
Hemiodontidae														
26	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	hem uni	omnivore	53	29	48	*	66	49	9	69	20	4	2 19
27	<i>Hemiodus ocellatus</i>	hem oce				11	*	1		2				
28	<i>Hemiodus microlepis</i>	hem mic	herbivore			3	*	4		2	2			30
Serrasalmidae														
29	<i>Colossoma macropomum</i>	col mac	omnivore/frugivore				*	10						
30	<i>Myleus torquatus</i>	myl tor	frugivore	2			*			1	3		1	
31	<i>Mylossoma aureum</i>	myl aur	omnivore	2			*							
32	<i>Catoprimon mento</i>	cat men					*	1			4	3		
33	<i>Pygocentrus nattereri</i>	pyg nat	piscivore		4		*	8			4	1	1	1
34	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	ser eig	piscivore	3	8	1	*	4	1	3	3	1	2	1 7
35	<i>Serrasalmus calmoni</i>	ser cal			2		*							1 2
36	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	ser rho	piscivore	1	2		*			4	7			7 3
37	<i>Serrasalmus elongatus</i>	ser elo			1		*	2		3	4	4		
38	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	ser spi	piscivore				*							4
39	Pacu sp non ident	pac nid		2			*			7	7	3		1 2
Prochilodontidae														
40	<i>Prochilodus nigricans</i>	pro nig	détritivore				*	10		1	6		2	5

41	<i>Semaprochilodus insignis</i>	sem ins	détritivore	2	10	*	2	28	10	1	10			
Cynodontidae														
42	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	rha vul	piscivore		2	2	*	2		2	2			
43	<i>Hydrolycus scomberoides</i>	hyd sco	piscivore	2	1	2	*	1		2				
Chilodontidae														
44	<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	cae lab	omnivore		164	18	*	6	84	14	5	5	87	10
Erythrinidae														
45	<i>Hoplias malabaricus</i>	hop mal	piscivore		1		*	4	15	5	9	18	8	
SILURIFORME														
Ageneiosidae														
46	<i>Ageneiosus brevifilis</i>	age bre	piscivore			2	*			3				
47	<i>Ageneiosus sp.</i>	age spe	piscivore				*		10					
Doradidae														
48	<i>Platydora costatus</i>	pla cos					*	2		1				
49	<i>Oxydora niger</i>	oxy nig					*	2						2
50	Botinho (espinhento, reco-reco)	bot esp		2		12	*	8	4	2	11		8	5
Hypophthalmidae														
51	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	hyp mar	planctonivore	8	3		*	3						3
52	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	hyp ede					*	1		1				
Loricariidae														
53	<i>Hypostomus emarginatus</i>	hyp ema		6	2		*	3		4				13
54	<i>Liposarcus pardalis</i>	lip par	détritivore				*				3	36	1	2
55	Acari cachimbo non ident	acacanid					*			8	1	1	8	11
56	Acari pintado non ident	acapinid					*							1
Pimelodidae														
57	<i>Calophysus macropterus</i>	cal mac					*							1
58	<i>Platynemichthys notatus</i>	pla not					*	1						
59	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	hem pla	piscivore		2		*							2

ANNEXE 2

Analyse comparative de la similarité des assemblages d'espèces provenant de 6 milieux aquatiques du bassin du Tapajós.

Cette représentation est basée sur l'analyse de groupement (Bray-Curtis).



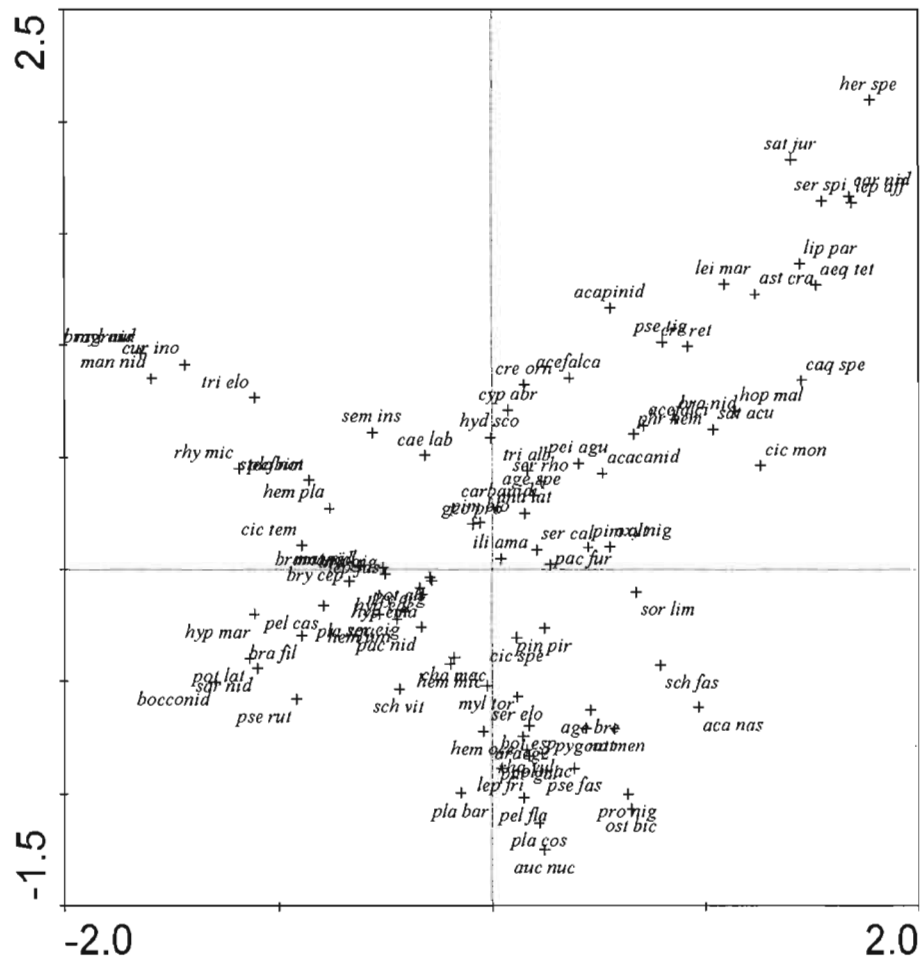
Le bleu indique la décrue 2003 et le rouge indique l'étiage 2004.

Les codes représentent les différentes pêches.

ANNEXE 4

Analyse en composantes principales réalisée sur les 96 espèces de poissons capturées dans les 6 milieux aquatiques du bassin Tapajós lors de deux saisons.

Illustration des espèces capturées. Les codes des espèces sont composés par les 3 premières lettres de leurs noms latins. Les espèces non identifiées font exception à cette règle.



CHAPITRE III

ANNEXE 1

Les espèces clés étudiées

1- DÉTRITIVORE



A

2- HERBIVORE



B



C



D

3- OMNIVORE



E

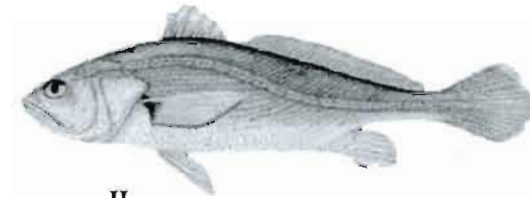


F



G

4- PISCIVORE



H



I

5cm

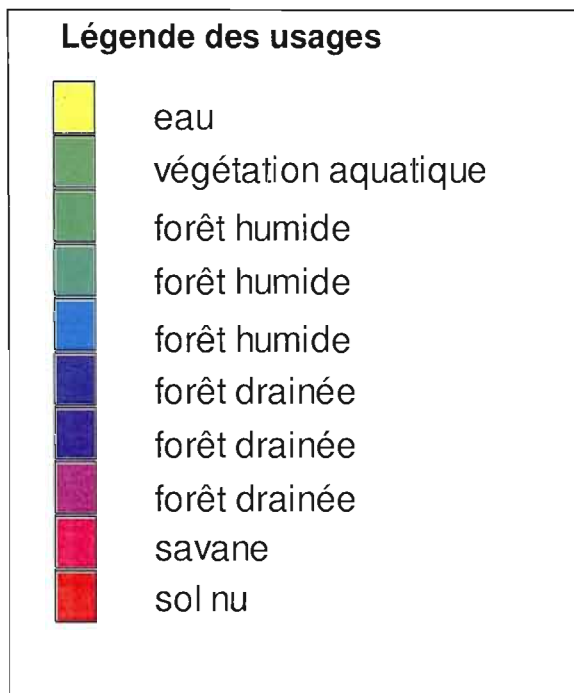


J

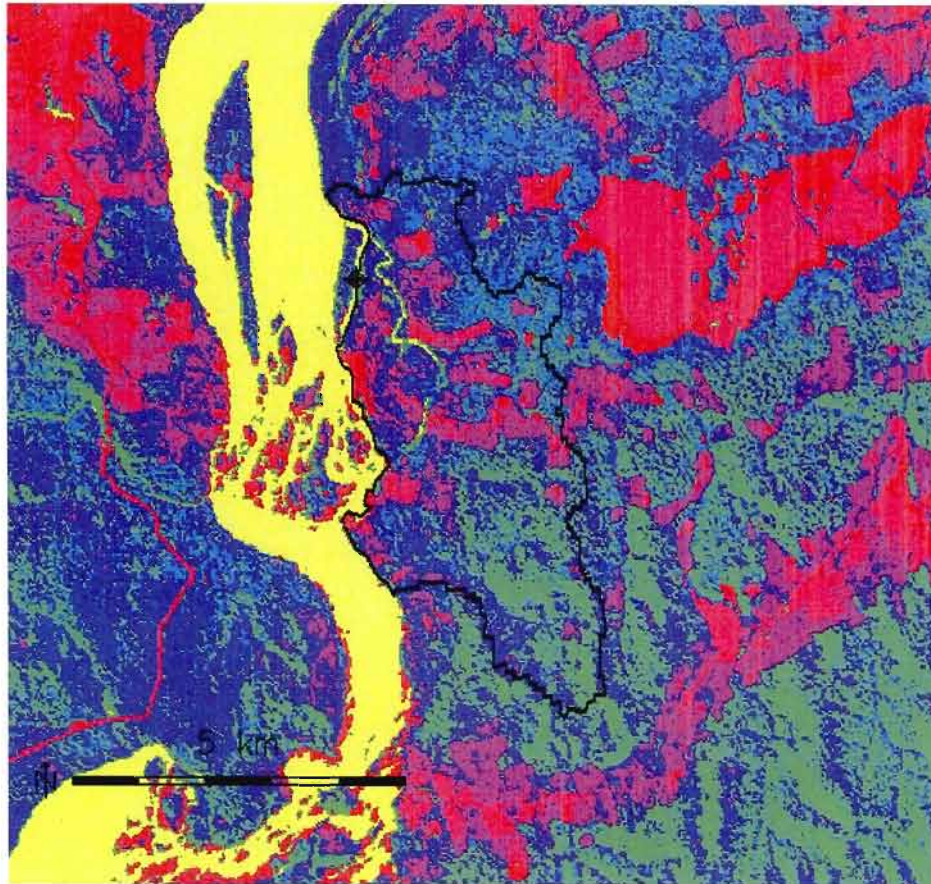
A = *Curimata inornata*; B = *Geophagus proximus*; C = *Schizodon vitattum*; D = *Leporinus fasciatus*; E = *Caenotropus labyrinthicus*; F = *Hemiodus unimaculatus*; G = *Anastomoides laticeps*; H = *Plagioscion squamosissimus*; I = *Acestrorhynchus falcirostris* ; J = *Hoplias malabaricus*.

ANNEXE 2

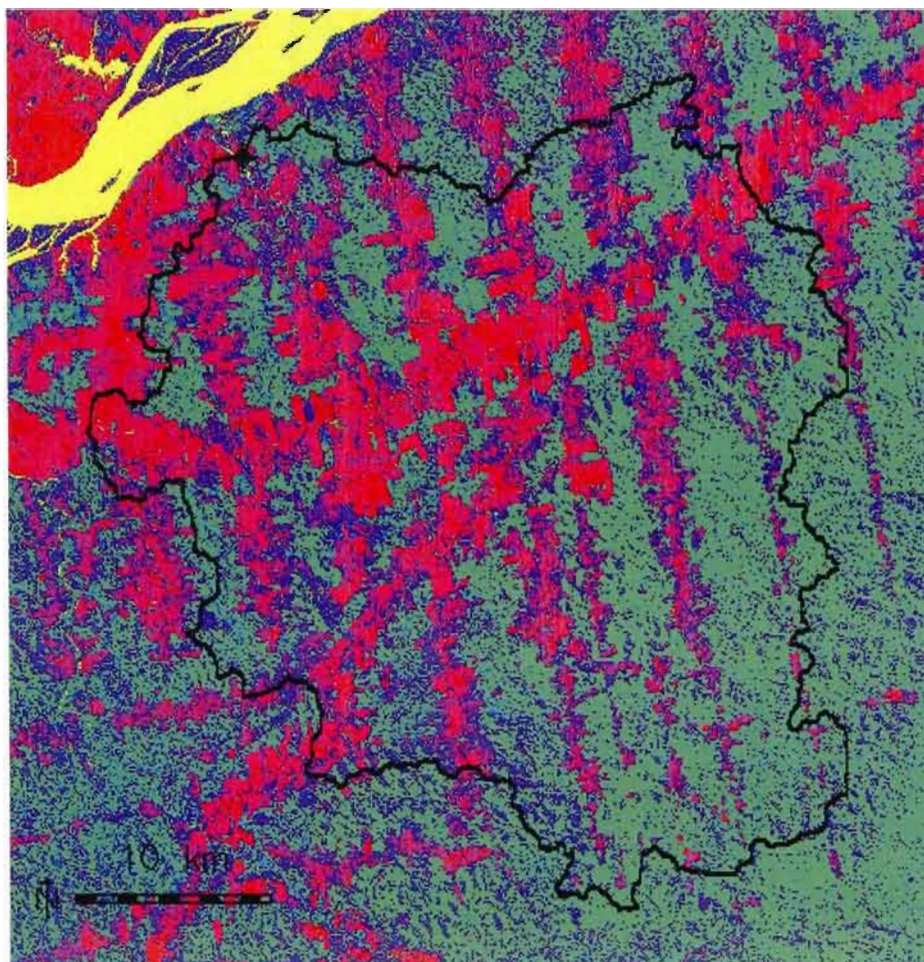
Légende de la caractérisation spatiale des bassins versants



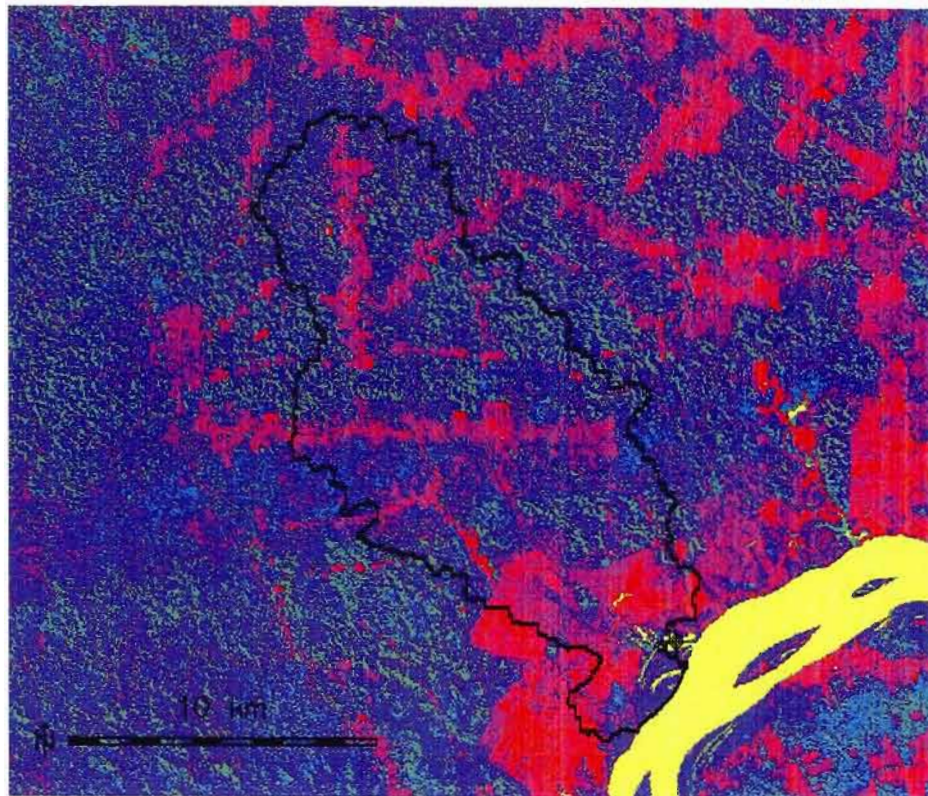
Bassin versant de PAR (Le point indique l'endroit d'échantillonnage)



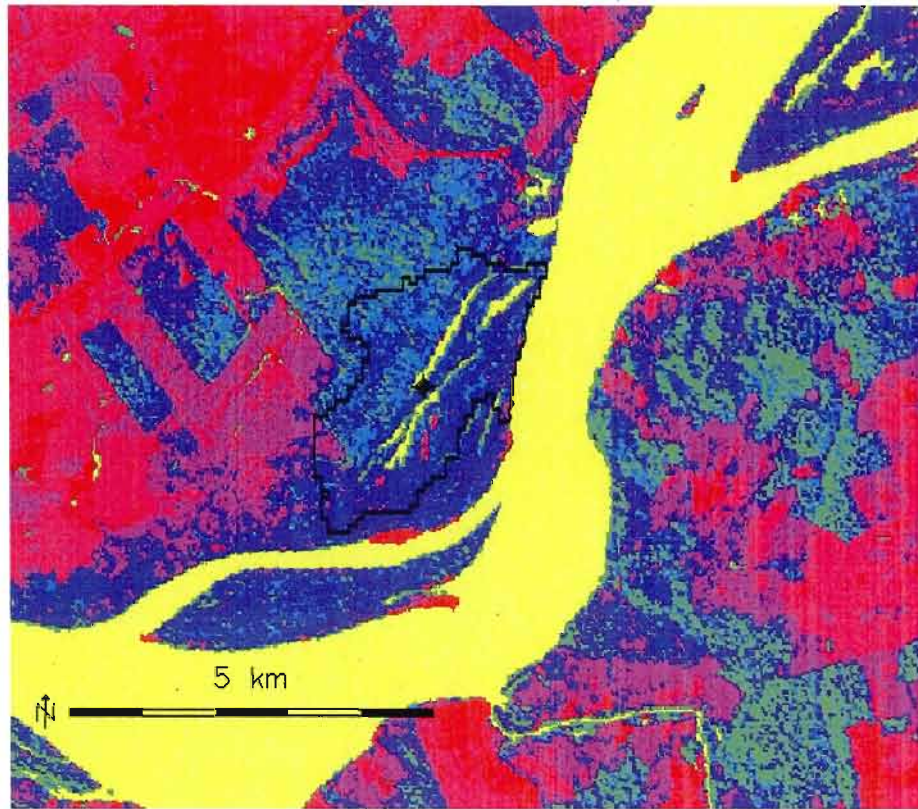
Bassin versant de ITA



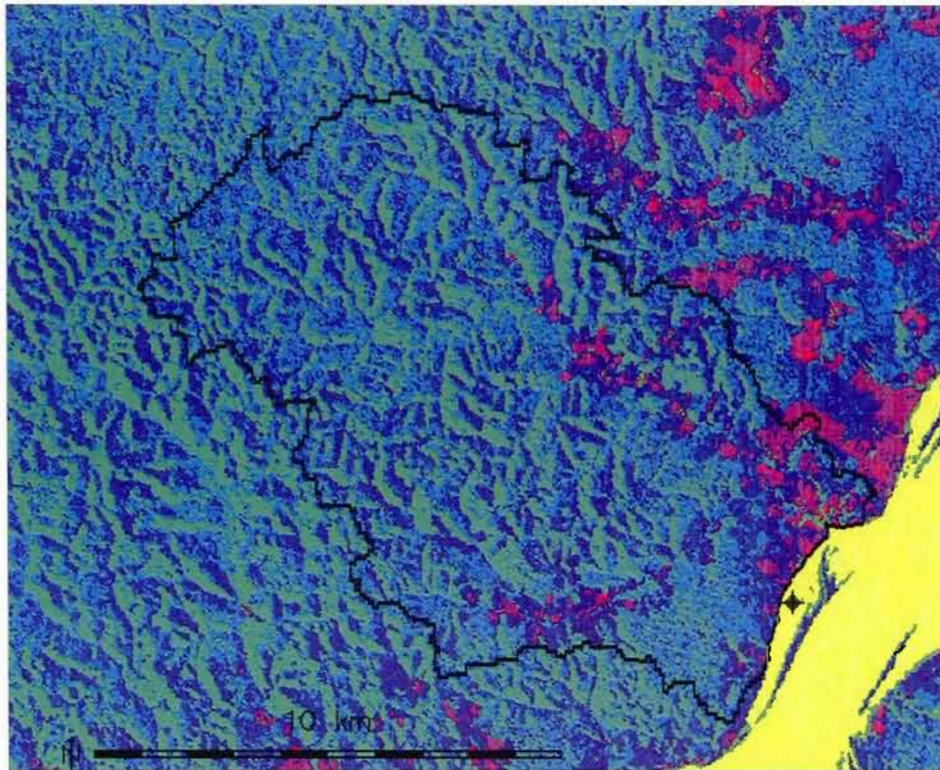
Bassin versant de JAC



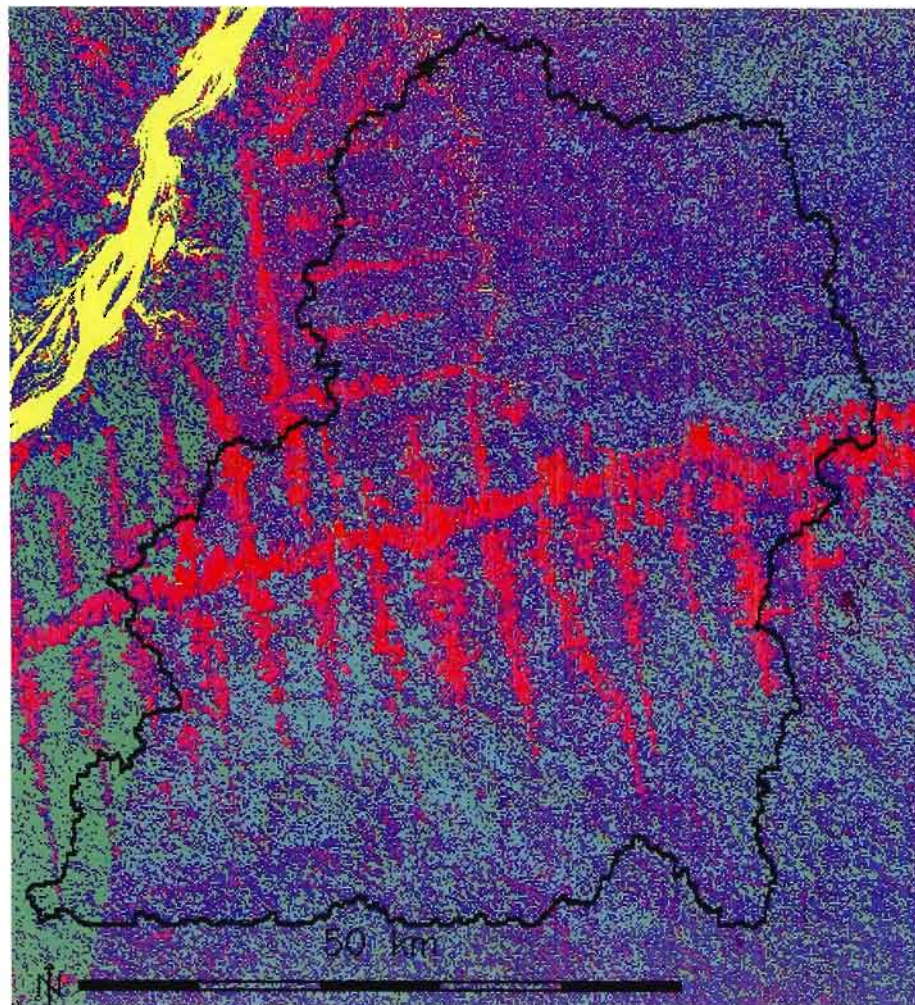
Bassin versant de CAP



Bassin versant de RES



Bassin versant de CUP



ANNEXE 3

Effectifs, longueurs moyennes et niveaux moyens de Hg dans le tissu musculaire de 10 espèces clés représentant 4 groupes trophiques de poissons collectés dans 6 milieux aquatiques du bassin du rio Tapajós (moyennes \pm écart type).

espèce	site	saison	n	moyenne (Hg (ppb))	écart type	moyenne (Lt (cm))	écart type
cur ino	CUP	décru/03	2	99	1,4	15,0	0,8
		étiage/04	9	204	134,0	14,0	2,0
	ITA	décru/03	5	90	24,4	9,8	0,8
		étiage/04	17	100	32,5	15,3	1,9
	JAC	décru/03	63	175	89,6	18,8	2,9
		étiage/04	28	111	47,9	16,6	4,5
	PAR	étiage/04	15	117	58,4	15,9	3,8
	RES	décru/03	28	49	17,4	13,7	2,6
étiage/04		20	32	18,0	12,5	1,8	
geo pro	CAP	décru/03	6	180	93,4	18,7	1,9
		étiage/04	32	164	106,0	15,2	5,0
	CUP	décru/03	7	108	24,8	18,8	3,6
		étiage/04	11	200	100,6	19,1	3,2
	ITA	décru/03	4	137	57,7	13,5	6,0
		étiage/04	18	256	85,5	11,6	2,5
	JAC	décru/03	16	181	110,9	15,8	5,0
		étiage/04	7	160	70,3	19,3	4,5
	PAR	décru/03	4	183	117,1	12,7	3,6
		étiage/04	11	99	39,2	14,3	4,8
RES	décru/03	25	70	27,4	19,0	3,3	
	étiage/04	16	79	36,6	16,4	4,9	
lep fas	CUP	décru/03	2	68	39,6	24,2	0,1
		étiage/04	6	144	119,1	19,1	7,4
	ITA	décru/03	2	164	84,9	16,5	
		étiage/04	2	295	24,7	18,8	0,9
	JAC	décru/03	18	145	83,4	16,8	1,0
		étiage/04	2	153	58,7	29,0	6,1
	PAR	décru/03	25	180	106,5	21,4	3,9
		étiage/04	1	125		24,5	6,4
RES	étiage/04	17	108	56,5	20,6	5,4	
sch vit	CAP	étiage/04	2	355	68,6	13,1	2,1
	CUP	décru/03	3	175	77,6	33,0	0,4
		étiage/04	1	11		34,0	
	ITA	décru/03	2	156	14,8	19,4	2,8
étiage/04		3	300	18,5	20,0	3,0	

	JAC	décru/03	11	232	138,8	26,0	2,9	
		étiage/04	15	91	66,5	27,8	1,1	
	PAR	décru/03	10	187	142,3	23,7	3,9	
		étiage/04	5	134	89,6	23,7	4,2	
	RES	décru/03	23	109	67,6	17,5	3,7	
		étiage/04	2	211	132,9	18,0	2,7	
ana lat	CAP	décru/03	2	153	60,1	18,6	3,9	
		étiage/04	16	273	133,4	17,4	9,9	
	CUP	étiage/04	2	95	55,9	17,6	5,1	
	ITA	décru/03	13	186	114,1	21,3	3,3	
		étiage/04	7	460	214,9	17,8	1,8	
	JAC	décru/03	6	228	130,2	18,3	1,8	
		étiage/04	2	232	57,3	20,0	7,1	
	PAR	décru/03	12	255	178,0	19,1	6,5	
	RES	décru/03	3	116	53,7	21,0		
		étiage/04	33	119	50,1	17,8	3,5	
cae lab	CAP	décru/03	52	258	81,8	14,8	0,8	
		étiage/04	4	325	149,4	14,7	1,2	
	CUP	étiage/04	10	390	205,7	14,5	0,4	
	ITA	décru/03	18	334	188,4	13,7	2,3	
		étiage/04	5	315	122,7	15,3	1,5	
	JAC	décru/03	27	279	85,9	14,6	0,9	
		étiage/04	13	257	86,8	14,6	1,3	
	PAR	étiage/04	19	252	108,0	14,4	1,3	
	RES	décru/03	6	156	144,7	11,5	1,9	
		étiage/04	38	92	54,9	12,1	1,6	
	hem uni	CAP	décru/03	17	47	31,3	16,2	2,7
			étiage/04	4	79	21,0	12,5	0,6
		CUP	décru/03	42	67	32,4	19,1	2,0
			étiage/04	19	125	85,1	19,0	1,9
ITA		décru/03	48	141	109,8	17,9	2,8	
		étiage/04	20	169	117,0	15,0	4,1	
JAC		décru/03	25	84	56,6	17,9	2,0	
		étiage/04	31	60	41,7	18,6	1,8	
PAR		décru/03	46	88	81,1	18,3	2,7	
		étiage/04	9	67	26,6	17,0	4,3	
RES	décru/03	66	39	28,7	16,4	2,6		
	étiage/04	2	115	63,6	16,2	0,2		
hop mai	CAP	décru/03	2	463	8,5	33,8	0,9	
		étiage/04	17	851	400,5	32,9	3,8	
	CUP	décru/03	4	401	94,4	34,8	3,0	
	ITA	étiage/04	12	1398	690,8	35,6	3,0	
	JAC	décru/03	1	274		24,3		

		étiage/04	5	810	260,8	35,7	4,3
	PAR	étiage/04	15	295	79,0	23,3	3,1
	RES	étiage/04	8	501	228,5	32,0	4,0
acefalci	CAP	étiage/04	27	887	289,1	21,0	5,2
	CUP	décrué/03	11	740	308,0	24,6	9,4
		étiage/04	1	421		22,5	
	ITA	décrué/03	15	867	535,3	18,5	1,5
		étiage/04	24	1659	861,7	20,4	4,2
	JAC	décrué/03	3	672	384,2	17,1	0,3
		étiage/04	12	1182	571,3	21,1	6,0
	PAR	décrué/03	2	757	266,6	27,7	13,6
		étiage/04	12	497	136,6	21,5	4,0
	RES	décrué/03	1	198		17,9	
		étiage/04	45	475	176,7	20,4	5,0
	pla squ	CAP	décrué/03	2	553	73,5	28,3
étiage/04			6	164	45,9	15,0	0,5
CUP		décrué/03	17	392	225,8	31,9	3,0
		étiage/04	6	662	337,0	34,1	2,1
ITA		décrué/03	9	600	279,5	26,0	5,5
		étiage/04	2	1367	301,9	30,1	5,5
JAC		décrué/03	31	567	229,7	28,3	4,7
		étiage/04	23	528	150,6	27,8	4,6
PAR		décrué/03	75	649	333,7	27,0	2,2
		étiage/04	8	468	164,9	28,1	5,9
RES		décrué/03	12	452	169,0	29,9	5,2
		étiage/04	14	550	379,5	25,7	7,8

Cur ino = *Curimata inornata*,

Geo pro = *Geophagus proximus*,

sch vit = *Schizodon vitattum*,

Lep fas = *Leporinus fasciatus*,

Ana lat = *Anastomoides laticeps*,

Hem uni = *Hemiodus unimaculatus*,

Cae lab = *Caenotropus labyrinthicus*,

Hop mal = *Hoplias malabaricus*,

Pla squ = *Plagioscion squamosissimus*,

Acefalci = *Acestrorhynchus falcistrostris*.

ANNEXE 4

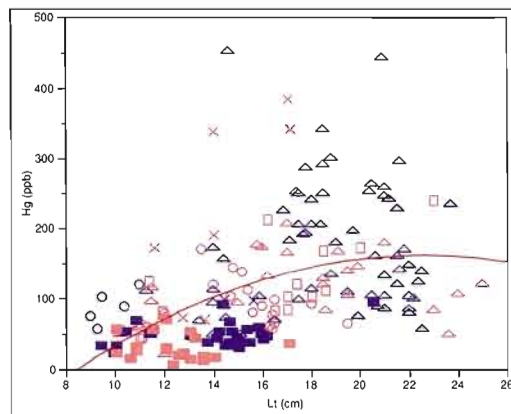
Influence de la taille des espèces clés sur les niveaux de Hg mesurés dans leur tissu

Légende : La couleur bleue représente la décrue 2003 et la couleur rouge représente l'été 2004

2004

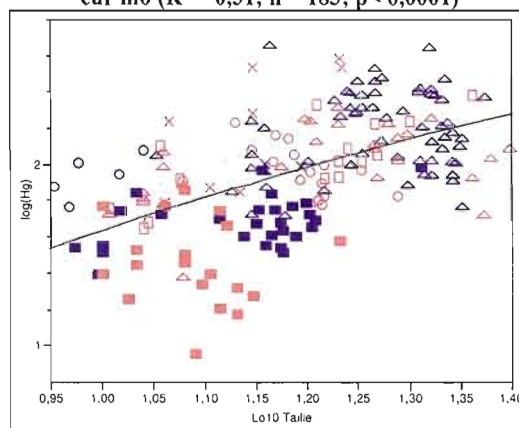
● = CAP; ○ = ITA; ■ = RES; □ = PAR; △ = JAC; x = CUP

cur ino ($R^2 = 0,24$; $n = 183$; $p < 0,0001$)



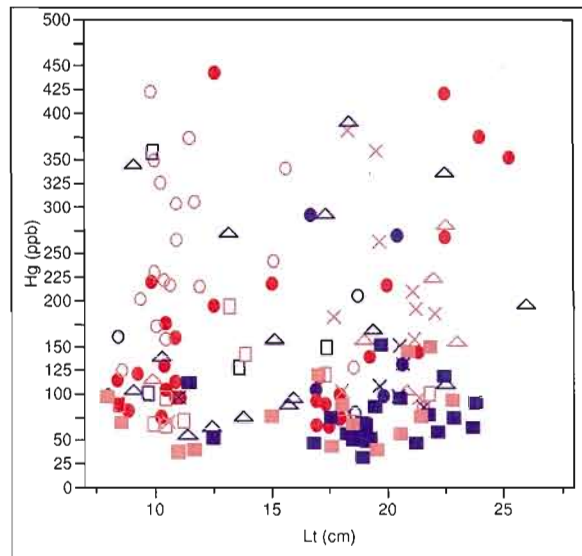
$$\text{Hg (ppb)} = -41,10713 + 10,681583 \text{ Lt (cm)} - 0,8184534 (\text{Lt (cm)} - 15,9785)^2$$

cur ino ($R^2 = 0,31$; $n = 183$; $p < 0,0001$)

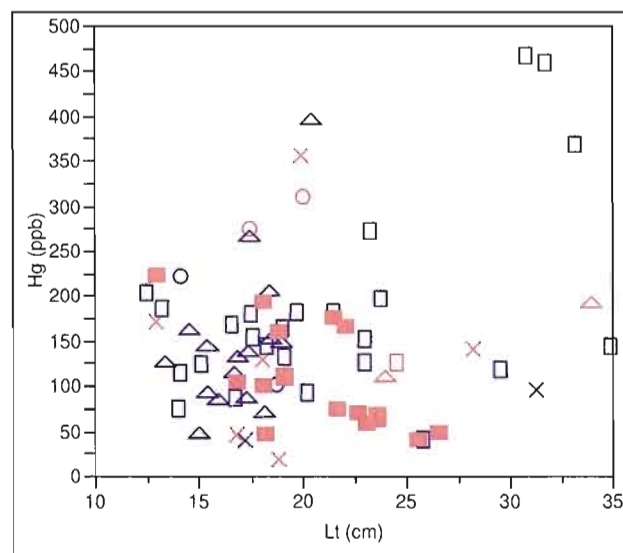


$$\log(\text{Hg}) = 0,0199559 + 1,6372477 \text{ Log (taille)} - 0,6854943 (\text{Log (taille)} - 1,19049)^2$$

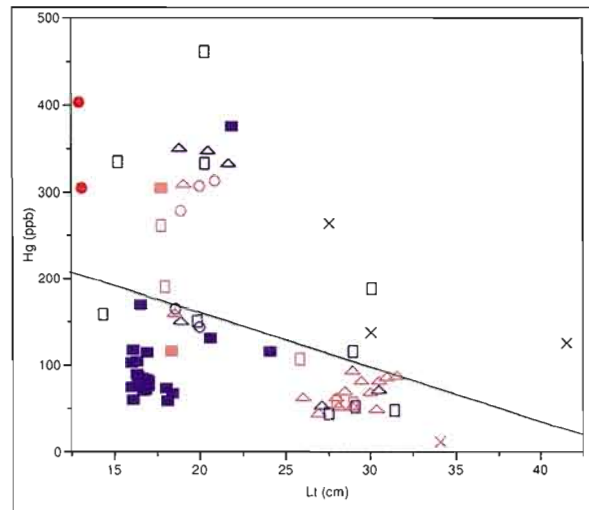
geo pro



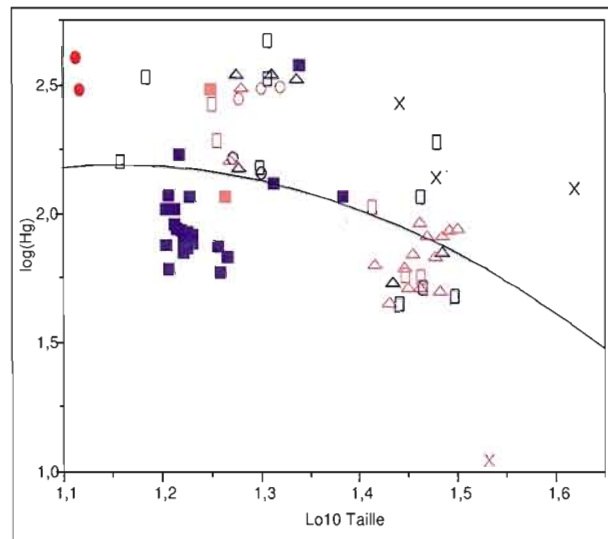
lep fas



sch vit ($R^2 = 0,13$; $n = 71$; $p = 0,0019$)

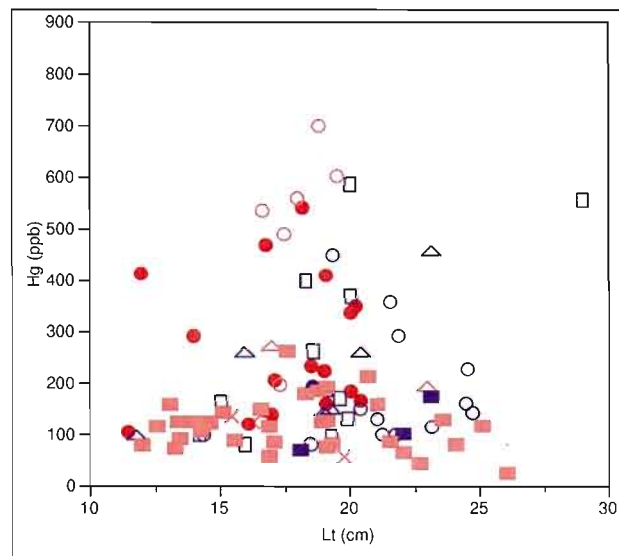


sch vit ($R^2 = 0,19$; $n = 71$; $p = 0,0007$)

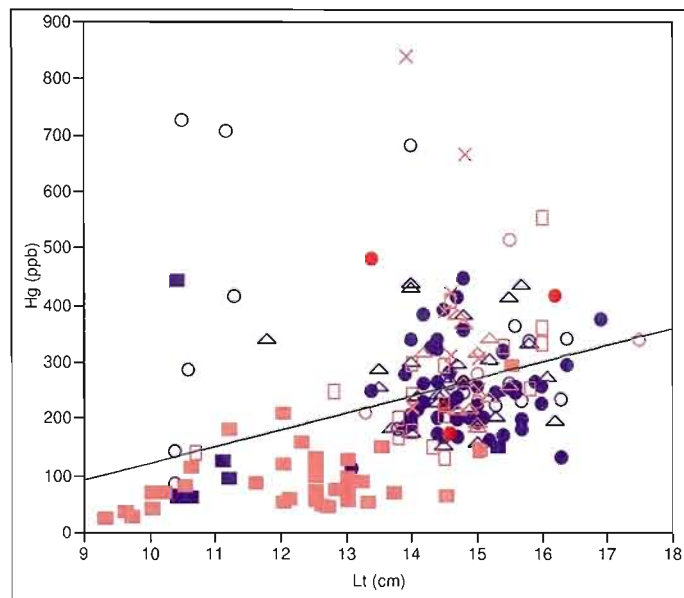


$$\log(\text{Hg}) = 3,529759 - 1,0734981 \text{ Log}(\text{taille}) - 2,9269281 (\text{Log}(\text{taille}) - 1,34091)^2$$

ana lat

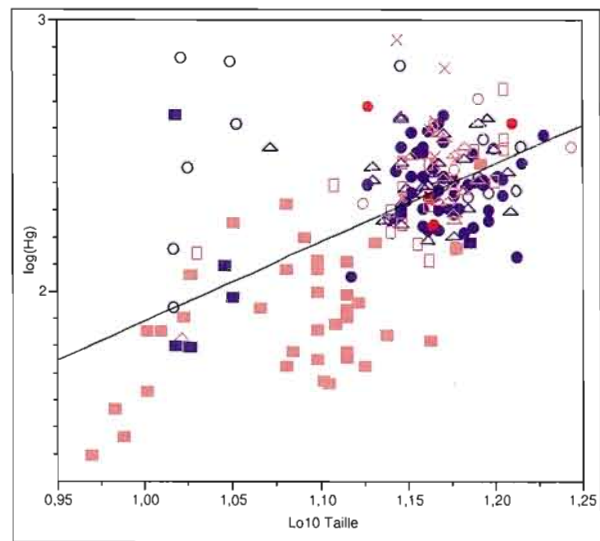


cae lab ($R^2 = 0,13$; $n = 188$; $p < 0,0001$)



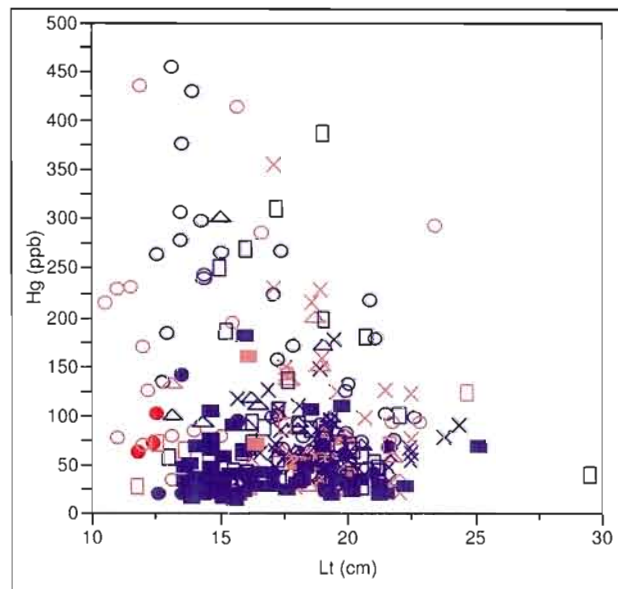
$$Hg (ppb) = -173,3153 + 29,534537 Lt (cm)$$

cae lab ($R^2 = 0,34$; $n=188$; $p < 0,0001$)

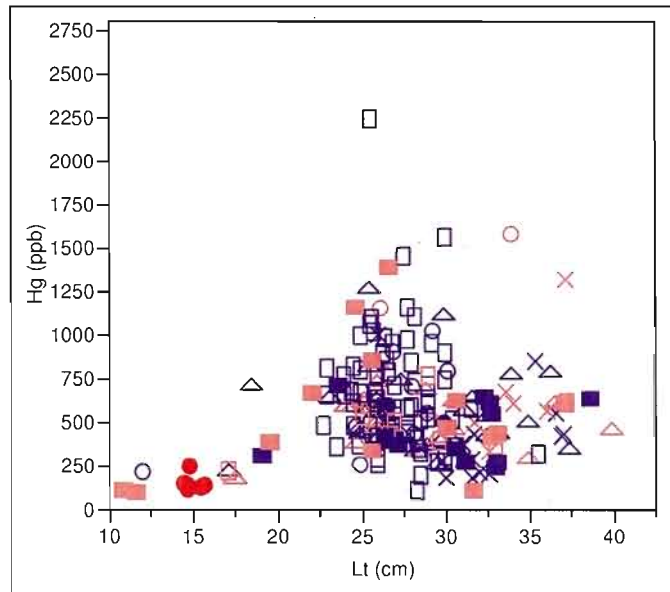


$$\log(\text{Hg}) = -1,005909 + 2,8962526 \text{ Log (taille)}$$

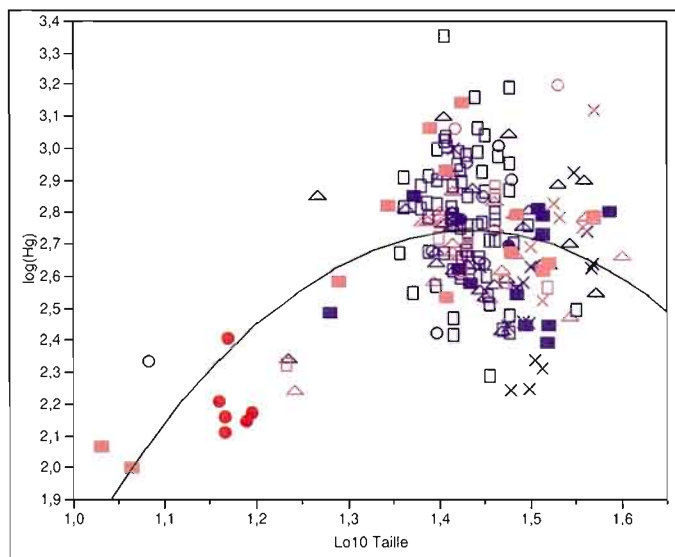
hem uni



pla squ

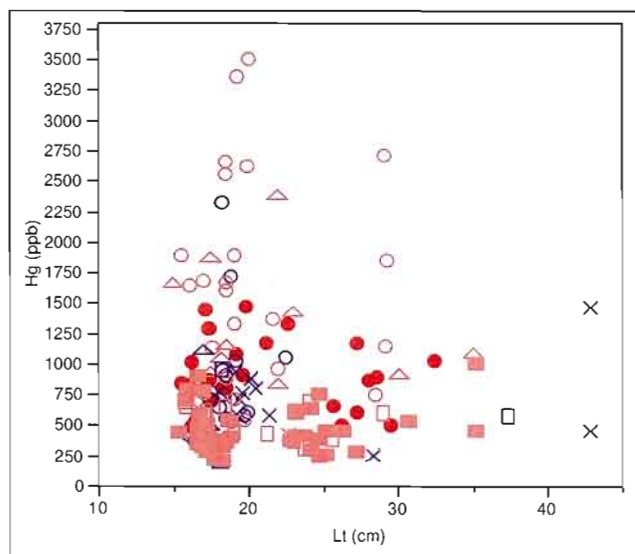


pla squ ($R^2 = 0,26$; $n = 199$; $p < 0,0001$)

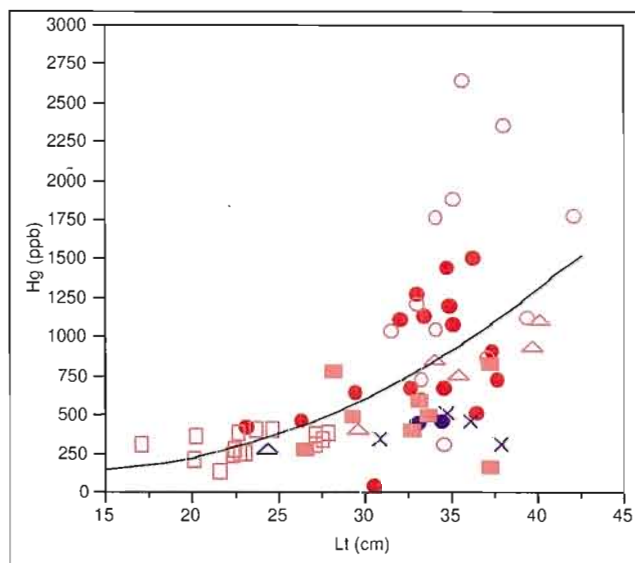


$$\log(\text{Hg}) = 2,7185312 + 0,0180111 \text{ Log (taille)} - 5,4520504 (\text{Log (taille)} - 1,43385)^2$$

acefalci

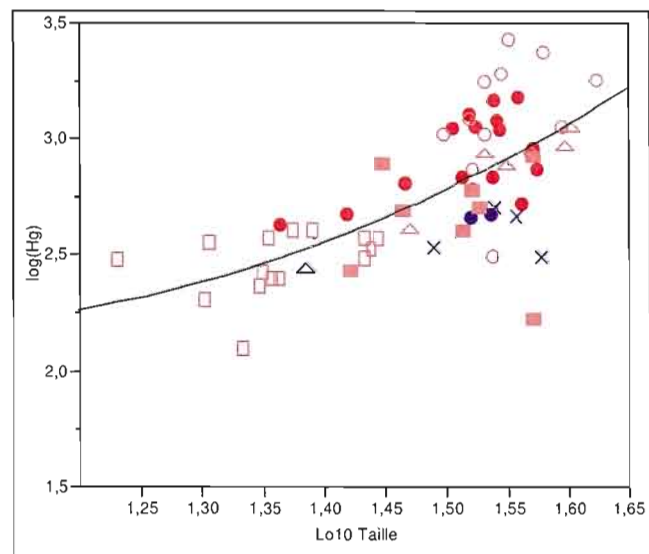


hop mal ($R^2 = 0,34$; $n = 64$; $p < 0,0001$)



$$\text{Hg (ppb)} = -1134,98 + 57,88226 \text{ Lt (cm)} + 1,5661523 (\text{Lt (cm)} - 31,2046)^2$$

hop mal ($R^2 = 0,46$; $n = 64$; $p < 0,0001$)



$$\log(\text{Hg}) = -0,924815 + 2,46895 \text{ Log (taille)} + 2,745131 (\text{Log (taille}-1,48688))^2$$

2	végétation aquatique ($R^2=0,12$), forêt drainée ($R^2=0,04$), sol nu ($R^2=0,02$) et territoire agricole ($R^2=0,01$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,037(\text{végétation aquatique}) + 0,013(\text{forêt drainée}) + 0,121(\text{sol nu}) - 0,016(\text{territoire agricole}) + 1,43$	0,18	0,18	76,8	34,4	<0,0001	613
3	forêt humide ($R^2=0,10$), végétation aquatique ($R^2=0,06$), eau ($R^2=0,007$) et sol nu ($R^2=0,009$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = -0,004(\text{forêt humide}) + 0,030(\text{végétation aquatique}) + 0,018(\text{eau}) + 0,043(\text{sol nu}) + 1,98$	0,18	0,18	77,1	33,8	<0,0001	613
4	forêt drainée ($R^2=0,02$), végétation aquatique ($R^2=0,14$), sol nu ($R^2=0,02$) et savane amazonienne ($R^2=0,007$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,007(\text{forêt drainée}) + 0,068(\text{végétation aquatique}) + 0,104(\text{sol nu}) - 0,024(\text{savane amazonienne}) + 1,54$	0,17	0,18	77,2	33,5	<0,0001	613
PISCIVORE (<i>Acestorhynchus falcistrostris</i>, <i>Plagioscion squamosissimus</i> et <i>Hoplias malabaricus</i>)							
1	savane amazonienne ($R^2=0,11$), territoire agricole ($R^2=0,02$), eau ($R^2=0,04$) et végétation aquatique ($R^2=0,02$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,056(\text{savane amazonienne}) - 0,010(\text{territoire agricole}) + 0,033(\text{eau}) - 0,046(\text{végétation aquatique}) + 2,61$	0,18	0,19	25,2	24	<0,0001	420
2	savane amazonienne ($R^2=0,11$), eau ($R^2=0,06$), forêt humide ($R^2=0,008$) et végétation aquatique ($R^2=0,01$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,049(\text{savane amazonienne}) + 0,039(\text{eau}) + 0,003(\text{forêt humide}) - 0,034(\text{végétation aquatique}) + 2,38$	0,18	0,19	25,2	23,8	<0,0001	420
3	sol nu ($R^2=0,11$), territoire agricole ($R^2=0,04$) et forêt drainée ($R^2=0,02$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,016(\text{sol nu}) - 0,022(\text{territoire agricole}) + 0,006(\text{forêt drainée}) + 2,56$	0,17	0,18	25,4	30,6	<0,0001	420
4	sol nu ($R^2=0,11$), territoire agricole ($R^2=0,04$) et forêt humide ($R^2=0,03$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,125(\text{sol nu}) - 0,022(\text{territoire agricole}) - 0,004(\text{forêt humide}) + 2,97$	0,17	0,18	25,4	30,5	<0,0001	420
5	sol nu ($R^2=0,11$), territoire agricole ($R^2=0,04$) et eau ($R^2=0,02$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,119(\text{sol nu}) - 0,010(\text{territoire agricole}) + 0,012(\text{eau}) + 2,68$	0,17	0,17	25,6	29,3	<0,0001	420
6	sol nu ($R^2=0,11$), territoire agricole ($R^2=0,04$) et végétation aquatique ($R^2=0,008$) $\log_{10}(\text{Hg}_{\text{POISSON}}) = 0,093(\text{sol nu}) - 0,010(\text{territoire agricole}) + 0,015(\text{végétation aquatique}) + 2,70$	0,16	0,16	25,9	27,4	<0,0001	420

‡Variables indépendantes: Les classes suivantes ont été considérées dans cette analyse eau, végétation aquatique, forêts humide et drainée, territoire agricole, savane amazonienne et sol nu

ANNEXE 6. Modèles des régressions multiples. L'influence des facteurs bio-écologiques et anthropiques ‡‡ sur les niveaux de Hg chez quatre groupes de poissons (détritivore, herbivore, omnivore et piscivore) du bassin du Tapajós.

Modèle	Variables indépendantes	R ² ajusté	R ²	SSE	F	p	N
DÉTRITIVORE (<i>C. inornata</i>)							
1	H' (BPUE) (R ² =0,19), rendement (R ² =0,14), type d'habitat ((R ² =0,07), saison ((R ² =0,09), taux de MPS (R ² =0,02), habitants (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg poisson) = 1,83(H' (BPUE)) + 0,065(rendement) - 0,473(habitat) - 0,314(saison) - 0,124(taux MPS) - 0,002(habitants) - 4,72	0,57	0,58	8,2	34,4	<0,0001	176
2	Hg(MPS) (R ² =0,20), rendement (R ² =0,10), habitat (R ² =0,13), H' (BPUE) (R ² =0,05), classe de tailles (R ² =0,01) et habitants (R ² =0,01) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,004(Hg(MPS)) + 0,023(rendement) - 0,343(habitat) + 2,624(H' (BPUE)) - 0,051(classe de tailles) - 0,0004(habitants) - 8,03	0,49	0,51	9,6	28,8	<0,0001	175
3	Hg(MPS) (R ² =0,20), saison (R ² =0,10), habitants (R ² =0,05) et classe de tailles (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,002(Hg(MPS)) + 0,271(saison) - 0,001(habitants) - 0,081(classe de tailles) + 2,67	0,36	0,38	12,2	26	<0,0001	175
HERBIVORE (<i>S. vittatum</i>, <i>L. fasciatus</i> et <i>G. proximus</i>)							
1	habitat (R ² =0,11) et habitants (R ² =0,12) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,165(habitat) - 0,001(habitants) + 2,32	0,22	0,23	15,9	21,3	<0,0001	306
2	H' (BPUE) (R ² =0,02), taux de MPS (R ² =0,09) et habitat (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,504(H' (BPUE)) - 0,036(taux de MPS) - 0,082(habitat) + 3,98	0,18	0,19	16,7	20	<0,0001	270
OMNIVORE (<i>C. labyrinthicus</i>, <i>A. laticeps</i> et <i>H. unimaculatus</i>)							
467							
1	habitants (R ² =0,05), habitat (R ² =0,08), saison (R ² =0,04), taux MPS (R ² =0,02), classe de tailles (R ² =0,01) et H' (BPUE) (R ² =0,001) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,001(habitants) + 0,363(habitat) - 0,089(saison) - 0,038(taux MPS) - 0,051(classe de tailles) + 0,363(H' (BPUE)) + 1,08	0,19	0,2	58	19,7	<0,0001	468
PISCIVORE (<i>A. falcirostris</i>, <i>P. squamosissimus</i> et <i>H. malabaricus</i>)							
381							
1	taux MPS (R ² =0,02), Hg(MPS) (R ² =0,09), saison (R ² =0,06), rendement (R ² =0,06) et habitants (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg poisson) = 0,080(taux MPS) - 0,002(Hg(MPS)) - 0,213(saison) - 0,022(rendement) + 0,0004(habitants) + 2,80	0,25	0,26	21	19	<0,0001	381
2	habitants (R ² =0,06), habitat (R ² =0,12), taux MPS (R ² =0,02) et H' (BPUE) (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg poisson) = -0,0004(habitants) - 0,095(habitat) + 0,029(taux MPS) - 0,260(H' (BPUE)) + 3,77	0,21	0,22	22,3	26,1	<0,0001	377

‡‡Variables indépendantes : classes de tailles (<20cm; =20cm et >40cm), diversité des milieux (H' (BPUE)), rendement normalisé des pêches (kg/j), habitat (lentique ou lotique), saison (début de la décrue-2003 ou étiage-2004), nombre d'habitants, taux de MPS (mg/L) et Hg(MPS) (ppb).

ANNEXE 6. Modèles des régressions multiples. L'influence des facteurs bio-écologiques et anthropiques †† sur les niveaux de Hg chez quatre groupes de poissons (détritivore, herbivore, omnivore et piscivore) du bassin du Tapajós.

Modèle	Variables indépendantes	R ² ajusté	R ²	SSE	F	p	N
DÉTRITIVORE (<i>C. inornata</i>)							
1	H' (BPUE) (R ² =0,19), rendement (R ² =0,14), type d'habitat ((R ² =0,07), saison ((R ² =0,09), taux de MPS (R ² =0,02), habitants (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 1,83(H' (BPUE)) + 0,065(rendement) - 0,473(habitat) - 0,314(saison) - 0,124(taux MPS) - 0,002(habitants) - 4,72	0,57	0,58	8,2	34,4	<0,0001	176
2	Hg _(MPS) (R ² =0,20), rendement (R ² =0,10), habitat (R ² =0,13), H' (BPUE) (R ² =0,05), classe de tailles (R ² =0,01) et habitants (R ² =0,01) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,004(Hg _(MPS)) + 0,023(rendement) - 0,343(habitat) + 2,624(H' (BPUE)) - 0,051(classe de tailles) - 0,0004(habitants) - 8,03	0,49	0,51	9,6	28,8	<0,0001	175
3	Hg _(MPS) (R ² =0,20), saison (R ² =0,10), habitants (R ² =0,05) et classe de tailles (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,002(Hg _(MPS)) + 0,271(saison) - 0,001(habitants) - 0,081(classe de tailles) + 2,67	0,36	0,38	12,2	26,0	<0,0001	175
HERBIVORE (<i>S. vittatum</i>, <i>L. fasciatus</i> et <i>G. proximus</i>)							
1	habitat (R ² =0,11) et habitants (R ² =0,12) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,165(habitat) - 0,001(habitants) + 2,32	0,22	0,23	15,9	21,3	<0,0001	306
2	H' (BPUE) (R ² =0,02), taux de MPS (R ² =0,09) et habitat (R ² =0,08) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,504(H' (BPUE)) - 0,036(taux de MPS) - 0,082(habitat) + 3,98	0,18	0,19	16,7	20,0	<0,0001	270
OMNIVORE (<i>C. labyrinthicus</i>, <i>A. laticeps</i> et <i>H. unimaculatus</i>)							
1	habitants (R ² =0,05), habitat (R ² =0,08), saison (R ² =0,04), taux MPS (R ² =0,02), classe de tailles (R ² =0,01) et H' (BPUE) (R ² =0,001) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,001(habitants) + 0,363(habitat) - 0,089(saison) - 0,038(taux MPS) - 0,051(classe de tailles) + 0,363(H' (BPUE)) + 1,08	0,19	0,20	58,0	19,7	<0,0001	468
PISCIVORE (<i>A. falcistrostris</i>, <i>P. squamosissimus</i> et <i>H. malabaricus</i>)							
1	taux MPS (R ² =0,02), Hg _(MPS) (R ² =0,09), saison (R ² =0,06), rendement (R ² =0,06) et habitants (R ² =0,03) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = 0,080(taux MPS) - 0,002(Hg _(MPS)) - 0,213(saison) - 0,022(rendement) + 0,0004(habitants) + 2,80	0,25	0,26	21,0	19,0	<0,0001	381
2	habitants (R ² =0,06), habitat (R ² =0,12), taux MPS (R ² =0,02) et H' (BPUE) (R ² =0,02) log ₁₀ (Hg _{POISSON}) = -0,0004(habitants) - 0,095(habitat) + 0,029(taux MPS) - 0,260(H' (BPUE)) + 3,77	0,21	0,22	22,3	26,1	<0,0001	377

†† Variables indépendantes : classes de tailles (<20cm; ≥20cm et >40cm), diversité des milieux (H' (BPUE)), rendement normalisé des pêches (kg/j), habitat (lentique ou lotique), saison (début de la décrue-2003 ou étiage-2004), nombre d'habitants, taux de MPS (mg/L) et Hg_(MPS) (ppb).

ANNEXES GÉNÉRALES

ANNEXE GÉNÉRALE A

La région du Rio Tapajós : occupation et développement local

Avant les programmes majeurs de colonisation qui se sont déroulés dans la région du Rio Tapajós à partir des années 1970, l'économie de cet endroit était basée sur des activités de subsistance. La population se concentrait alors surtout à Santarém, le principal centre urbain, et tout au long du Rio Tapajós, où le peuple des *caboclos*, issu du métissage entre des colons d'origine européenne et les autochtones, vivait en lien étroit avec la rivière.

Historiquement, les principales activités réalisées dans cette région ont été l'agriculture familiale, l'extractivisme des produits forestiers ligneux et non-ligneux, l'élevage extensif de faible productivité et la pêche de subsistance. L'activité d'orpaillage a également joué un rôle dans le processus de colonisation du bassin du Tapajós. Cette activité a connu son apogée dans les années 80. La réserve d'orpaillage du Tapajós a été créée en 1983 par le ministère des mines et de l'énergie. Cette réserve, composée de nombreux sites, occupe une surface de 28 745 km². Aujourd'hui, tous les sites sont encore - à différents degrés - en cours d'exploitation (Communication personnelle avec le président de l'Association des orpailleurs du Tapajós).

Dernièrement, cette région est apparue comme étant l'une des principales frontières d'expansion de la culture du soya dans l'état du Para. Ceci est dû à la présence de grandes surfaces de plateaux, dans le « planalto Tapajós-Xingu », propices à la mécanisation. De plus, en 2003 Cargill a inauguré un terminal de chargement de grains localisé au port de Santarém. La culture du soya mérite d'être mentionnée car elle a un énorme impact socio-économique et environnemental dans la région. Cette culture était presque inexistante jusqu'à la fin de la dernière décennie. En 2001-02 la surface utilisée par la culture du soya était de 350 hectares (200 à Santarém et 150 à Belterra). L'année suivante, cette surface était de 6 000 hectares (4 600 à Santarém et 1 400 à Belterra) et en 2003-04, 14 000 hectares

étaient utilisés. Le terminal privé de la Cargill voit le transit de plus de 1 million de tonnes de soja par an et possède des silos ayant une capacité statique de 60 000 tonnes. Les figures A et B permettent un aperçu de l'importance et de la vitesse à laquelle le déboisement était produit.

Il est souvent reconnu que les populations traditionnelles de l'Amazonie ont une relation harmonieuse avec l'environnement vu leurs connaissances empiriques des écosystèmes (Walker et Homma, 1996; Muchagata et Brown, 2000; Cunha et Almeida, 2001). De plus, certains auteurs soulèvent que les nouveaux colons adoptent un (des) modèle(s) d'exploitation incompatible(s) avec les caractéristiques écologiques locales et soient ainsi les principaux responsables de la dévastation de la forêt (Fujisaka, 1996; Walker et al, 2000; Caviglia et Kahn, 2001). À l'inverse, Caviglia-Harris et Sills (2005) mentionnent que les populations traditionnelles de l'Amazonie engendrent également des impacts négatifs sur l'environnement avec leurs activités agricoles pas toujours réalisées en harmonie avec les caractéristiques des milieux. Muchagata et Brown (2000) ont également démontré que les colons des zones de fronts pionniers peuvent avoir des connaissances sur les ressources naturelles, spécialement en ce que concerne les caractéristiques des sols et ses propriétés.

Lira et al. (2006) reconnaissent que la question culturelle peut être un facteur clé façonnant le mode d'occupation humaine dans la région amazonienne. D'ailleurs, une analyse socio-économique a permis d'illustrer la diversité démographique, religieuse, historique et économique des familles vivant autour de quatre lacs adjacents au Rio Tapajós (Cupu, Araipa, Bom Intento et Pereira) (Farella, 2005). Des différences importantes ont été observées chez les fermiers d'origine nordestine et les fermiers d'origine amazonienne quant à leurs méthodes de production, la vente des produits agricoles, leur implication dans l'élevage bovin, la chasse et la pêche, ainsi que dans l'impact de leurs activités sur l'environnement.

BIBLIOGRAPHIE

- Caviglia, J. L. et Kahn, J. R. 2001. Diffusion of Sustainable Agriculture in the Brazilian Tropical Rain Forest: A Discrete Choice Analysis. *Economic Development and Culture Change*, 49(2): 311-333.
- Caviglia-Harris, J. L. et Sills, E. O. 2005. Land use and income diversification: comparing traditional and colonist populations in the Brazilian Amazon. *Agricultural Economics*, 32: 221-237.
- Cunha, M. C. et Almeida, M. W. B. 2001. Populações tradicionais e conservação ambiental. In: Capobianco, J. P. R. et al. (org). *Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios*. São Paulo: Estação Liberdade: Instituto Socioambiental, 2001. p. 184-193.
- Farella, N. 2005. Les fermes de la région frontière du Tapajós en Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement. Thèse présentée au programme de doctorat en sciences de l'environnement de l'ISE de l'Université du Québec à Montréal. Mai 2005, 209 p.
- Fujisaka, S.; Bell, W.; Thomas, N.; Hurtado, L.; Crawford, E. 1996. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 59: 115-130.
- Muchagata, M. et Brown, K. 2000. Colonist farmers' perceptions of fertility and the frontier environment in eastern Amazonia. *Agriculture and Human Values*, 17: 371-384.
- Walker, R. et Homma, A.K.O. 1996. Land use and cover dynamics in the Brazilian Amazon: an overview. *Ecological Economics*, 18: 67-80.
- Walker, R.; Moran, E.; Anselin, L. 2000. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household process. *World Development*, 28(4): 683-699.

ANNEXE GÉNÉRALE B

Matériels de vulgarisation scientifique présentés lors des séjours sur le terrain

La présente thèse a été réalisée dans le cadre d'un processus d'intervention participative poursuivi par la tenue d'ateliers régionaux lors des séjours sur le terrain. Ces ateliers ont favorisé l'intégration des savoirs traditionnels locaux et des scientifiques. La figure C illustre les rencontres réalisées en 2005. Nous avons réutilisé l'outil de vulgarisation conçu par M. Roulet afin d'informer les riverains du Tapajós sur les niveaux de contamination des poissons locaux. Un effort dans le sens de bien informer le public de comment interpréter la charte a été déployé lors des rencontres car nous nous sommes rendus compte au cours de nos séjours sur le terrain que les gens n'associaient pas directement les couleurs rouge, jaune et vert aux feux de circulation en usage dans les villes, inexistant dans les zones rurales éloignées. De plus, chaque communauté a reçu une charte présentant les niveaux de Hg dans les principales espèces de poissons capturées dans leur principal site de pêche (Figure D). Vu que la diversité des espèces varie entre les saisons et que nous voulions tester l'importance de ce facteur sur la variabilité des teneurs en Hg, nous avons donc élaboré 2 chartes par communauté avec les échantillonnages réalisées au début de la décrue 2003 et l'été 2004 (Figure E).

Le fruit ultime de ce processus d'intégration tout au long du projet Caruso s'est traduit par la réalisation d'une bande dessinée élaborée conjointement par tous les membres du projet avec une collaboration précieuse de la part des villageois impliqués dans la recherche. Cette bande dessinée intitulée « *O Mercúrio no Tapajós* », avec un tirage initial de 2000 exemplaires, a été produite comme outil de diffusion des résultats des recherches (Figure F). Les connaissances générées depuis le tout début de Caruso en 1994 jusqu'à celles confirmées et produites lors de la 3^{ème} phase du projet ont été présentées de manière vulgarisée. Cet outil va bien au-delà de ceux produits lors des phases antérieures du projet, et sa distribution aux villageois a constitué un appui important dans l'atteinte de l'objectif de sensibilisation quant aux mécanismes de contamination environnementale ainsi qu'aux voies d'exposition alimentaire au Hg.



Figure C. Les rencontres avec les villageois afin de les remettre et de discuter les résultats des recherches. Photos 1 et 2 à Açaituba (milieu échantillonné : Cupari); 2 et 3 à Mussum/Restinga (milieu échantillonné : Restinga).

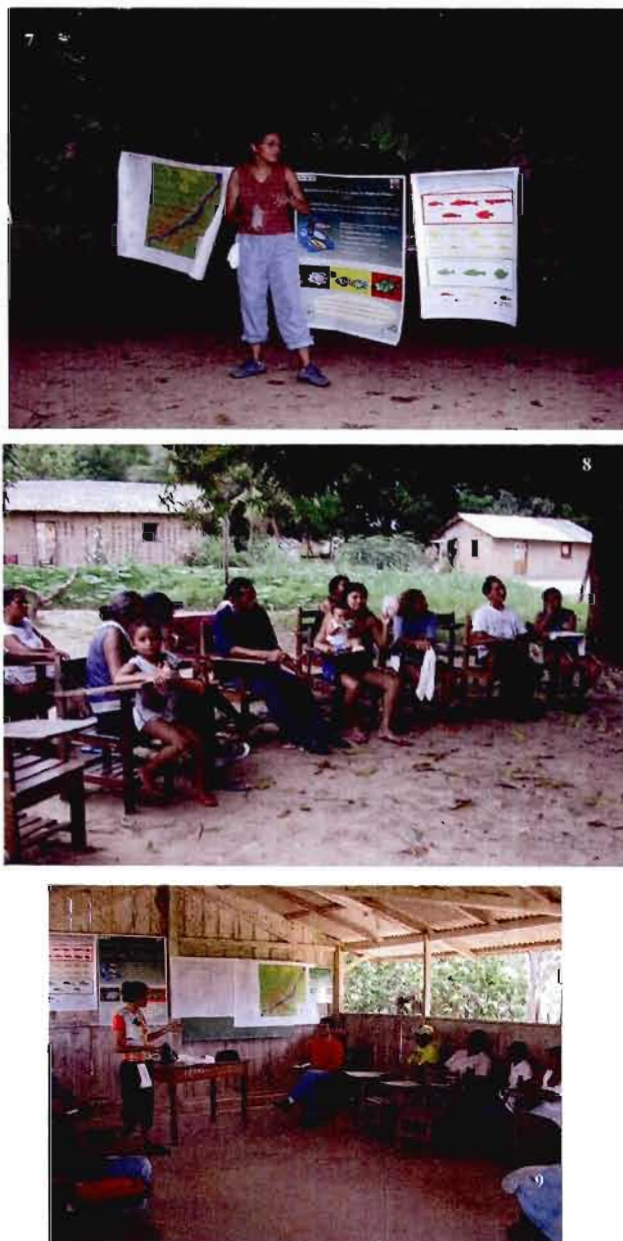


Figure C (suite). Les rencontres avec les villageois afin de les remettre les résultats des recherches. Photos 7 et 8 à Sao Luis do Tapajós (milieu échantillonné : Paraná) et 9 à Nova Canãa (milieu échantillonné : Jacaré).

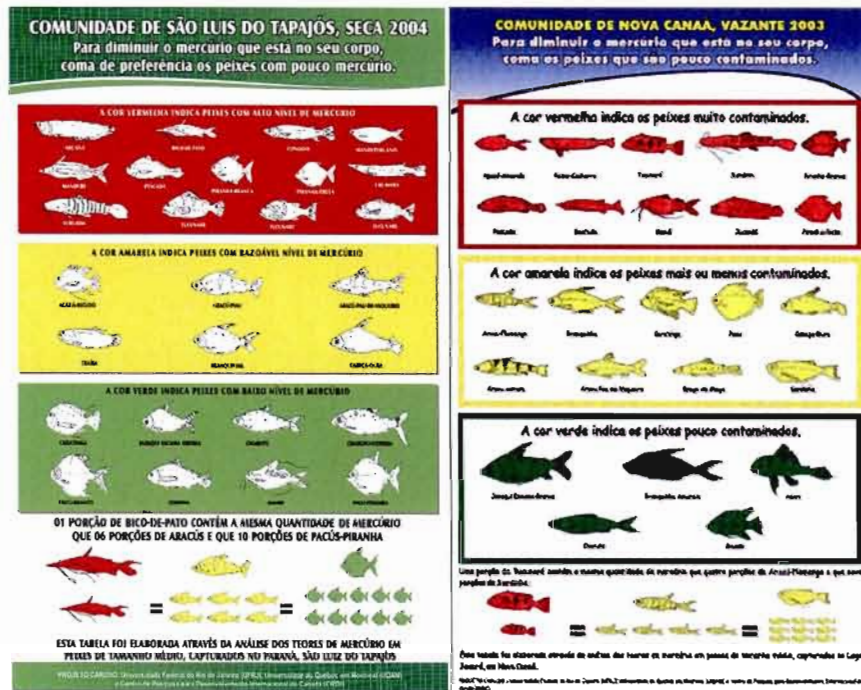


Figure D. L’outil de vulgarisation utilisé pour présenter les niveaux de Hg mesurés dans les diverses espèces de poissons capturées dans les principaux sites de pêche situés dans la région à l’étude.

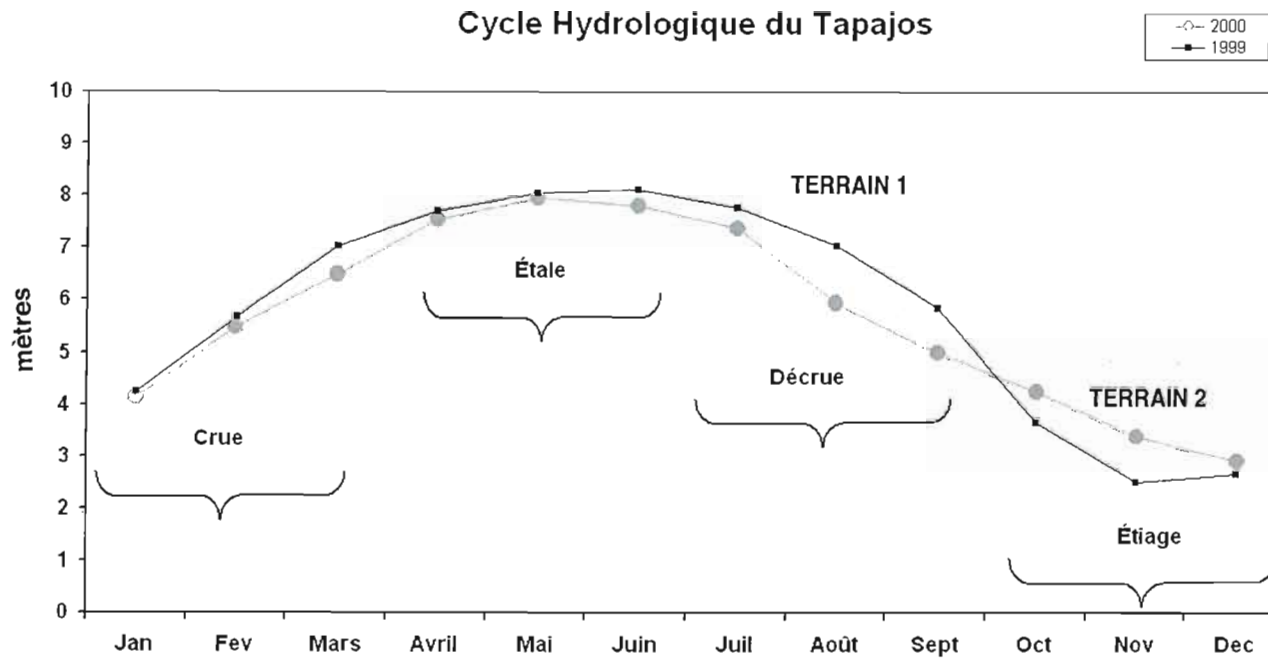


Figure E. Cycle hydrologique du rio Tapajos. Ces données ont été obtenues à la *Capitania des Portos* et elles proviennent des mesures réalisées dans la station située à Santarém



Figure F. Bande dessinée élaborée afin de remettre de manière vulgarisée et adaptée les résultats des recherches aux riverains du bassin du rio Tapajós.