

Document public



Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons de six fleuves de Guyane

Rapport final

BRGM/RP-55965-FR
Septembre 2007



Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire
Direction Régionale de l'Environnement
GUYANE



Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons de six fleuves de Guyane

Rapport final



BRGM/RP-55965-FR
Septembre 2007

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service Public du BRGM - PDR05GUY02

**V. Laperche, R. Maury-Brachet, F. Blanchard, Y. Dominique, G. Durrieu,
J.C. Massabuau, H. Bouillard, B. Joseph, P. Laporte,
N. Mesmer-Dudons, V. Duflo et L. Callier**



Vérificateur :

Original signé par : P. Piantone

Date : 17 novembre 2007

Approbateur :

Ph. Weng

Date : 15 juillet 2008

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.



Mots clés : Guyane, Mercure, Orpaillage, Poissons, Sédiments, Extraction aurifères, Contamination, Environnement

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

V. Laperche, R. Maury-Brachet, F. Blanchard, Y. Dominique, G. Durrieu, J.C. Massabuau, H. Bouillard, B. Joseph, P. Laporte, N. Mesmer-Dudons, V. Duflo et L. Callier (2007) : Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons de six fleuves de Guyane - Rapport BRGM/RP-55965-FR – Septembre 2007, 201 pages , 72 illustrations, 15 tableaux.

Cette étude a été suivie par un comité de pilotage rassemblant les organismes financeurs, des partenaires et des organismes utilisateurs potentiels des données à terme, ils sont présentés ci-après par ordre alphabétique.

Organismes financeurs : BRGM, DIREM, FEDER, Conseil Régional de la Guyane

Animateur / Maître d'œuvre : DIREN Guyane.

Opérateur : BRGM par son Service Géologique Régional de Guyane (SGR/GUY) et son service Environnement (EPI) à Orléans.

Partenaires : Université de Bordeaux 1, CNRS, UMR 5805 EPOC, Equipe GEMA (Géochimie et Ecotoxicologie des Métaux dans les environnements Aquatiques).

Autres organismes : AFSSET, CCI de Guyane, Comité de Bassin de la Guyane, Conseil Général de Guyane, CIRE, DAF, DRIRE, DRRT, DSDS.

Une partie des données poissons de cette étude BRGM a été acquise au cours du programme CNRS « Mercure en Guyane » codirigé par Alain Boudou (Université Bordeaux 1), Laurent Charlet (Université de Grenoble), Daniel Cossa (Ifremer, Nantes) et Michel Grimaldi (IRD, Bondy).

Organismes financeurs : PEVS/CNRS, FNS, FEDER, MATE/DIREN, ANR

Opérateur pour la collecte des poissons : Université Bordeaux 1/CNRS, UMR 5805 EPOC, Equipe GEMA (Géochimie et Ecotoxicologie des Métaux dans les environnements Aquatiques). Responsable du projet : Régine Maury-Brachet.

Remerciements

Pour les personnes qui ont participé de près ou de loin à la collecte des aymaras dans le cadre du programme CNRS :

Armand dit KAPO (3 Sauts), Patrick ARSENE (3 Sauts), Guyome BACAREL (Camopi), Jean François BELLEGARDE, Régis Bet (3 Sauts), Denis BLANCHET, Jocelyne BONNEAU, Nathalie BOISSEAU, Sébastien BROSSE, Joël CANEZIN, Fabienne CASTEX, Catus, Philippe CERDAN, Jocelyne CHAGNY, Michel CHARPENTIER, André COGNAT, Marc DABRIGEON, Pinson DONDAINE, Asjeme DRUART dit "Chris", Claude DUFAY, Franck DUFAY, Stéphane DUFAY, Eric DUROU, Rose Marie ESCOBAR, Françoise FALCE, Jacques FALCE, Gaëlle FORNET, Philippe GAUCHER, Alain GIRON, Eric GODARD, Stéphane GUEDRON, Yann GUILLOTON, Dr JOUBERT, Adjudant Didier KURZT , Eric HEYDIN, Véronique HOREAU, Martine LANSON, Pierre LAPORTE, Frederic LEMAIRE, Maria LONY, Marie-Lyn LOUISOR, Isman MAHES, Maelle (Antecum Pata), Magalie (3 Sauts), René MONERVILLE, Stéphan PARENT, Alain PAVE, Eric PELLET, Emeline PERIGNY, Jean Yves PICCIN, Raymond (3 Sauts), Hélène RICHARD, Louise TWENKE, Bruno LE VESSIER, Régis VIGOUROUX, QUIMBEQUIO, Yann (Antecume Pata).

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| 1. Introduction | 17 |
| 1.1. QUELLE EST L'ORIGINE DU MERCURE (Hg) EN GUYANE ? | 17 |
| 1.2. QUELS SONT LES OBJECTIFS DE CETTE ETUDE GLOBALE ?..... | 18 |
| 2. Programme de cette étude et articulation avec le programme « Mercure en Guyane » du CNRS | 21 |
| 2.1. LES GRANDS AXES DU PROGRAMME DE CETTE ETUDE | 22 |
| 2.2. CONDENSE DU CAHIER DES CHARGES..... | 23 |
| 3. Travaux réalisés, méthodes et principes adoptés dans cette étude..... | 25 |
| 3.1. DONNEES UTILISEES POUR LA CONSTRUCTION DU SIG..... | 25 |
| 3.2. INVENTAIRE ET GEOREFERENCMENT DES SITES D'ORPAILLAGE..... | 26 |
| 3.3. CHOIX DES AXES HYDROGRAPHIQUES ET MAILLE DE PRELEVEMENT . | 28 |
| 3.4. PROTOCOLES D'ECHANTILLONNAGES ET D'ANALYSES DES SEDIMENTS | 32 |
| 3.4.1. Rappel sur la géologie, les gisements aurifères et le mercure dans les sols de la Guyane | 32 |
| Rappel sur la géologie..... | 32 |
| Rappel sur les gisements aurifères | 34 |
| Rappel sur le mercure dans les sols | 34 |
| 3.4.2. Réflexion préalable sur la granulométrie des sédiments à analyser dans cette étude régionale | 35 |
| 3.4.3. Typologie des sédiments | 36 |
| Les sédiments organiques..... | 36 |
| Les sédiments liés à l'orpaillage..... | 37 |
| Les sédiments fins..... | 38 |
| Les sédiments hétérogènes | 38 |

| | |
|---|-----------|
| Les crèmes de vase | 39 |
| 3.4.4. Prélèvement, échantillonnage et flaconnage des sédiments | 40 |
| 3.4.5. Analyse des sédiments et contrôle | 40 |
| 3.4.6. Choix des échantillons destinés à l'étude granulochimique | 41 |
| 3.5. PROTOCOLE DE PECHE DANS LES RIVIERES ET D'ANALYSE DES POISSONS | 42 |
| 3.5.1. Organisation | 42 |
| 3.5.2. Filets | 42 |
| 3.5.3. Pièges | 42 |
| 3.5.4. Echantillonnage des muscles dorsaux des poissons | 43 |
| 3.5.5. Méthode d'analyse | 44 |
| 3.5.6. Traitement statistique | 45 |
| 3.6. MISE EN ŒUVRE DES MISSIONS DE TERRAIN ET NOMBRE D'ECHANTILLONS PRELEVES | 46 |
| 3.6.1. Moyens humains et matériels mis en œuvre | 46 |
| 3.6.2. Dates et éléments des missions de terrain | 48 |
| 3.6.3. Les trajets et l'avancement des campagnes d'échantillonnage | 52 |
| Les trajets | 52 |
| Les difficultés d'avancement | 52 |
| Les facteurs limitant ont été : | 52 |
| Les incidents de parcours | 54 |
| 3.6.4. La collecte des sédiments | 57 |
| Quelques chiffres | 57 |
| Méthodologie de la recherche de sédiments | 57 |
| Méthodologie de la collecte des sédiments | 58 |
| 3.6.5. Difficultés relatives aux missions de terrain, solutions appliquées et conséquences | 59 |
| 4. Résultats des sédiments | 61 |
| 4.1. PRESENTATION DES 1211 DONNEES BRUTES (sédiments < 500 µm) | 61 |
| 4.2. ANALYSES DE CONTROLE | 62 |
| 4.3. ANALYSES GRANULOMETRIQUES | 63 |
| 4.3.1. Texture des sédiments | 63 |

| | |
|--|-----------|
| 4.3.2. Répartition du Hg dans les fractions granulométriques et rôle de la matière organique | 64 |
| Les vases : | 64 |
| Les vases sableuses (plus de 50 % de particules fines) : | 65 |
| Les vases sableuses (moins de 50 % de particules fines) : | 66 |
| Les sables vaseux : | 66 |
| 4.4. ESTIMATION DU FOND GEOCHIMIQUE EN HG DANS LES SEDIMENTS ... | 67 |
| 4.4.1. Sur l'ensemble de la Guyane | 67 |
| 4.4.2. Par secteur | 68 |
| 4.5. PRESENTATION DES DONNEES SEDIMENTS | 69 |
| 4.5.1. L'Oyapock | 69 |
| Rappel des campagnes d'échantillonnage | 69 |
| Résultats | 70 |
| 4.5.2. L'Approuague | 72 |
| Rappel des campagnes d'échantillonnage | 72 |
| Résultats | 72 |
| 4.5.3. La Comté | 73 |
| Rappel des campagnes d'échantillonnage | 73 |
| Résultats | 74 |
| 4.5.4. La Mana | 74 |
| Rappel des campagnes d'échantillonnage | 74 |
| Résultats | 74 |
| 4.5.5. Le Maroni | 76 |
| Rappel des campagnes d'échantillonnage | 76 |
| Résultats | 76 |
| 4.5.6. Synthèse | 78 |
| 5. Résultats des poissons | 81 |
| 5.1. ANALYSE SPECIFIQUE D'UN BIOINDICATEUR DE CONTAMINATION: LE POISSON TELEOSTEEN <i>Hoplias aimara</i> : | 81 |

| | |
|---|------------|
| 5.1.1. Analyse globale des niveaux de contamination des aymaras pour les six principaux fleuves de Guyane : | 81 |
| 5.1.2. Construction du SIG : | 87 |
| Définitions des sites d'étude : | 89 |
| Etude du SIG fleuve par fleuve : | 93 |
| Etude globale via le Système d'Information Géographique (SIG) : | 108 |
| 5.2. ANALYSE DU NIVEAU DE CONTAMINATION DE L'ENSEMBLE DES ESPECES DE POISSONS ECHANTILLONNES | 112 |
| 6. Evaluation des risques de dissémination du mercure : le schéma conceptuel | 117 |
| 6.1. INTRODUCTION | 117 |
| 6.1.1. Analyse des enjeux et contrôle de la qualité des milieux | 118 |
| 6.1.2. Caractérisation des voies de migration | 118 |
| 6.1.3. Evaluation des expositions | 119 |
| 6.2. LES SOURCES DE POLLUTION ANTHROPIQUES | 119 |
| 6.2.1. Rappel sur le cycle du mercure | 119 |
| 6.2.2. Les techniques d'orpaillage | 121 |
| Les barges | 121 |
| Les placers | 121 |
| 6.2.3. Rappel sur les autres sources de mercure | 124 |
| Le mercure dans les sols | 124 |
| Le mercure dans les sédiments | 124 |
| Le mercure dans la canopée | 125 |
| 6.3. LE TRANSFERT SOURCE – MILIEU AQUATIQUE | 125 |
| 6.3.1. Généralités | 125 |
| 6.3.2. Impact au niveau des sites d'orpaillage | 129 |
| 6.3.3. Impact en aval des sites d'orpaillage | 132 |
| 6.4. TRANSFERT SEDIMENT - CHAINE TROPHIQUE | 136 |
| 6.4.1. Les paramètres du transfert | 136 |
| La méthylation | 136 |
| Rôle de la matière organique | 138 |

| | |
|--|------------|
| Rôle des composés inorganiques | 138 |
| Mercure inorganique/Méthylmercure | 139 |
| 6.4.2. Impact biologique | 141 |
| 6.5. RELATION DES CONCENTRATIONS EN MERCURE DANS LES SEDIMENTS ET POISSONS | 149 |
| 6.5.1. Le mercure total | 149 |
| 6.5.2. La méthylmercure | 155 |
| 6.6. SCHEMA CONCEPTUEL | 156 |
| 7. Conclusions et plan d'actions : la gestion des risques | 163 |
| 7.1. REPARTITION REGIONALE DU MERCURE DANS LES POISSONS ET LES SEDIMENTS, L'OUTIL SIG | 163 |
| 7.1.1. L'acquisition de données | 163 |
| 7.1.2. Les Sédiments | 164 |
| 7.1.3. Fond géochimique | 165 |
| 7.1.4. Poissons | 166 |
| 7.1.5. Poissons / sédiments | 169 |
| 7.1.6. Le SIG | 171 |
| 7.2. SCHEMA CONCEPTUEL/ RELATION SEDIMENTS/ POISSONS/ LIEUX DE METHYLATION | 172 |
| 7.3. PLAN D'ACTION | 173 |
| 7.3.1. Approche générique : Gestion des risques en agissant sur Source- Vecteur-Récepteur (S-V-R) | 173 |
| 7.3.2. Actions au niveau des sources de MES | 174 |
| 7.3.3. Les technique d'orpillage et de réhabilitation | 174 |
| 7.3.4. Actions au niveau des vecteurs (mobilité des MES) | 175 |
| 7.3.5. Actions au niveau des récepteurs | 176 |
| 7.3.6. Pisciculture/ barranques | 181 |
| 7.3.7. Actions de recherche et développement | 181 |
| 8. Bibliographie | 183 |

Liste des Illustrations

| | |
|--|----|
| Illustration 1 : Superficie maximale potentielle touchée par l'extraction aurifère (extrait du rapport BRGM/RP-54630-FR). | 27 |
| Illustration 2 : Carte des secteurs couverts par l'échantillonnage des sédiments et des poissons. | 29 |
| Illustration 3 : Localisation des points de prélèvements des sédiments. | 30 |
| Illustration 4 : Localisation des lieux de pêche (missions BRGM). | 31 |
| Illustration 5 : Carte géologique simplifiée de la Guyane (source BRGM). | 33 |
| Illustration 6 : (a) échantillon APP1098 et (b) MAR983. | 37 |
| Illustration 7 : (a) échantillon MAR692 sur la crique Petit Inini et (b) échantillon APP1124 sur la crique Couata. | 37 |
| Illustration 8 : (a) échantillon APP1080 et (b) échantillon OYA802. | 38 |
| Illustration 9 : (a) échantillon MAN537 et (b) échantillon APP1103. | 39 |
| Illustration 10 : (a) échantillon COM10 sur le fleuve Oyac et (b) échantillon MAN1174 sur la crique Cokioco. | 39 |
| Illustration 11 : A: Protocole de mesure de taille d'un Hoplias aimara et localisation du prélèvement musculaire destiné aux dosages (rectangle rouge). B: Exemple de photographie prise après chaque pêche: chaque animal est identifié par un numéro. | 43 |
| Illustration 12 : Matériel mis en œuvre sur APP1 et sur MAR2. | 47 |
| Illustration 13 : (a) contournement des sauts (APP2, St Canori) et (b) le passage des sauts (MAR2, crique Petit Abounamy). | 53 |
| Illustration 14 : (a) encombrement des criques (MAN2, crique Sophie) et (b) le niveau bas des eaux (Oya2). | 53 |
| Illustration 15 : (a) turbidité de l'eau (APP2, crique Couata) et (b) les obstacles échaffaudés par les clandestins (MAR3, crique Petit Inini). | 54 |
| Illustration 16 : Rencontres de clandestins sur la Sikini. | 55 |
| Illustration 17 : (a) aymara pris au filet (Oya3) et (b) Aymara pris à la trappe (Mar1). | 56 |
| Illustration 18 : (a) identification des poissons (OYA2) et (b) nettoyage des filets (APP2). | 56 |
| Illustration 19 : (a) amas de feuilles et vase : Ech N° 1069 (APP2), (b) Plage de vase à l'abri de troncs : Ech N° 1096 (APP2), (c) Vase à l'abri d'une roche : Ech N° 1125 (AP2) et (d) Vase dans végétation d'herbes basses : Ech N° 968 (MAR4). | 58 |
| Illustration 20 : Répartition en % de l'ensemble des teneurs en Hg dans les sédiments < 500 µm sur l'ensemble de la Guyane. | 62 |
| Illustration 21 : Corrélation entre les teneurs en mercure des sédiments obtenues par AAS-CV (ALS Chemex) et par AAS-pyrolyse (BRGM). | 63 |
| Illustration 22 : Comparaison des teneurs en Hg des vases dans la fraction fine (< 63 µm) et dans l'échantillon total. | 65 |
| Illustration 23 : Comparaison des teneurs en Hg des vases sableuses (+ 50 % de particules fines) dans la fraction fine (< 63 µm) et dans l'échantillon total. | 65 |

| | |
|---|----|
| Illustration 24 : Comparaison des teneurs en Hg des vases sableuses (- 50 % de particules fines) dans la fraction fine (< 63 µm) et dans l'échantillon total..... | 66 |
| Illustration 25 : Comparaison des teneurs en Hg des sables vaseux dans la fraction fine (< 63 µm) et dans l'échantillon total..... | 67 |
| Illustration 26 : Crique Camopi (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées)..... | 71 |
| Illustration 27 : Haut Approuague (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées)..... | 73 |
| Illustration 28 : Haute Mana (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées)..... | 75 |
| Illustration 29 : Criques Petit et Grand Inini (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées)..... | 78 |
| Illustration 30 : Carte des répartition des teneurs en mercure dans les sédiments (%) ; en rouge les noms des secteurs où les sédiments ont été prélevés (en hachuré : les zones potentiellement touchées par l'extraction aurifère)..... | 80 |
| Illustration 31 : Représentation des concentrations moyennes (arithmétique) en mercure dans le muscle d'aymaras en fonction de leur longueur moyenne pour les 6 fleuves de Guyane..... | 83 |
| Illustration 32 : Distribution de l'ensemble des concentrations en mercure [Hg] mesurées dans le muscle de la totalité des aymaras pêchés pour les 6 fleuves de Guyane. Le trait rouge en pointillé représente la recommandation fixée par l'OMS (0,5 mg Hg kg ⁻¹ , pf). Les probabilités p (=Pr{[Hg] > 0,5}) représentent les probabilités de pêcher un Hoplias aimara de concentration en Hg supérieur à la recommandation (intégration numérique de l'estimation de la densité en probabilité de [Hg] entre 0,5 et l'infini)..... | 86 |
| Illustration 33 : Distribution des longueurs de la totalité des aymaras pêchés pour le fleuve Maroni et représentation de la médiane..... | 88 |
| Illustration 34 : Boîte à moustaches des concentrations en mercure dans le muscle de la totalité des aymaras pêchés suivant les 2 classes de longueur (A = longueur ≤ médiane ; B = longueur > médiane) pour les 6 fleuves. ★ montre une différence significative au seuil de 5 %..... | 89 |
| Illustration 35 : Localisation des stations de pêche pour les deux programmes CNRS et BRGM. Chaque couleur correspond à une station de pêche pour chaque fleuve : Maroni ; Mana ; Sinnamary ; Comté ; Approuague et Oyapock..... | 91 |
| Illustration 36 : Localisation des sites choisis pour le SIG. Les numéros à l'intérieur des cercles correspondent aux numéros de site pour chaque fleuve : Maroni ; Mana ; Sinnamary ; Comté ; Approuague et Oyapock..... | 92 |
| Illustration 37 : Cartographie de la contamination par le mercure des aymaras sur le fleuve Oyapock (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007..... | 96 |

| | |
|---|-----|
| Illustration 38 : Cartographie de la contamination par le mercure des aymaras sur le fleuve Comté (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007. | 98 |
| Illustration 39 : Cartographie de la contamination par le mercure des aymaras sur le fleuve Maroni (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007. | 100 |
| Illustration 40 : Cartographie de la contamination par le mercure des aymaras sur le fleuve Approuague (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007. | 102 |
| Illustration 41 : Cartographie de la contamination par le mercure des aymaras sur le fleuve Mana (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007. | 104 |
| Illustration 42 : Cartographie de la contamination par le mercure des Aymaras sur le fleuve Sinnamary (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007. | 106 |
| Illustration 43 : Evolution des concentrations en mercure dans le muscle d'Hoplias aimara pour des longueurs standards comprise entre 45 et 65 cm (N = 209) à l'amont du Sinnamary. Moyennes ± erreurs standards (Dominique 2006). | 107 |
| Illustration 44 : Analyse des correspondances multiples suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes factoriels. Les variables prises en compte dans cette analyse sont : les 6 fleuves, les sites du SIG et les 3 classes de concentration en mercure (3 classes: < 0,5 ; entre 0,5 et 1 et > 1 mg Hg kg ⁻¹ , pf). désigne le barycentre des 3 classes obtenues par la classification hiérarchique. | 109 |
| Illustration 45 : Vue globale du SIG à l'échelle de la Guyane. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007. | 110 |
| Illustration 46 : Représentation des diagrammes en bâton de la concentration en mercure mesurée dans le muscle de poisson pour les 6 régimes alimentaires. Les barres d'erreurs représentent les écarts types de la moyenne..... | 113 |
| Illustration 47 : Analyse des correspondances multiples suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes factoriels. Les variables prises en compte dans cette analyse sont : les 6 régimes alimentaires, les espèces et 3 classes de concentration en mercure de même taille obtenues en utilisant les terciles. le point vert désigne le barycentre des 3 classes obtenu par la classification hiérarchique. | 114 |
| Illustration 48 : Le comportement d'un polluant inorganique en fonction du milieu hydrogéochimique..... | 119 |
| Illustration 49 : Cycle du mercure dans les différents milieux (Charlet et Boudou. 2002). | 120 |
| Illustration 50 : Exploitation aurifère en placer..... | 122 |
| Illustration 51 : Barranques laissées ouvertes..... | 123 |
| Illustration 52 : Coloration ocre typique d'un cours d'eau en aval d'une exploitation (confluence de la Comté et de la crique Bagot non orpaillée). | 125 |

| | |
|--|-----|
| Illustration 53 : Répartition du Hg entre les phases organiques et minérales des différentes fractions granulométriques (sédiments du Maroni). | 127 |
| Illustration 54 : Répartition du Hg entre les phases organiques et minérales des différentes fractions granulométriques (sédiments de l'Oyapock et de la Comté). | 128 |
| Illustration 55 : Cycle des solides dans le milieu aquatique. | 129 |
| <i>Illustration 56 : Profils des teneurs en Hg (ng g⁻¹) des sols dans des zones non orpaillées, orpaillées et de déblais de la crique Combat.</i> | 130 |
| Illustration 57 : Schéma simplifié du processus de consolidation mécanique des sédiments. | 131 |
| Illustration 58 : Concentrations (en nmol L ⁻¹) du mercure et du fer (Fe(II)) dans les eaux porales du sédiment de l'Inini à Saut Sonnelle (données LGIT, extrait du rapport Programme «Mercure en Guyane », 2002). | 132 |
| Illustration 59 : Turbidité (CS : concentration en solide) versus teneurs en Hg dans le rejet. | 133 |
| Illustration 60 : Mesures de turbidité (NTU) des eaux et des teneurs en Hg (ng g ⁻¹) des sédiments dans l'Approuague et les criques. | 135 |
| Illustration 61 : Le cycle du mercure. | 136 |
| Illustration 62 : Localisation des ZNIEFF et des zones potentiellement orpaillées. | 145 |
| Illustration 63 : Liens entre la concentration de mercure dans les cheveux et les effets sur la santé (Mergler et Lebel, 2001). | 147 |
| Illustration 64 : Représentation cartographique des niveaux d'imprégnation par le mercure (moyennes géométriques des concentrations mesurées dans les cheveux, µg Hg/g) des populations selon le lieu de résidence en Guyane (d'après Quenel et al 2007). | 148 |
| Illustration 65 : Distribution par bassin versant des concentrations en Hg mesurées dans l'ensemble des H.aimara et des sédiments (FGL : fond géochimique local estimé). | 152 |
| Illustration 66 : Analyse des correspondances multiples suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes factoriels. Les variables prises en compte dans cette analyse sont : les concentrations en mercure mesurées (en rouge) (1) dans les poissons (3 classes SIG : < 0,5 ; entre 0,5 et 1 et > 1, mg Hg kg ⁻¹ , pf) ; (2) dans les sédiments (5 classes : < 50 ; entre 50 et 100 ; entre 100 et 150 ; entre 150 et 200 et > à 200, µg Hg kg ⁻¹ , ps), les 5 fleuves (en bleu) et les sites (en noir). désigne le barycentre des 3 classes obtenu par la classification hiérarchique. | 154 |
| Illustration 67 : Schéma conceptuel. | 159 |
| Illustration 68 : Mobilité des poissons pendant les basses et les hautes eaux. | 162 |
| Illustration 69 : Comparaison des concentrations moyennes en mercure dans les sédiments et dans les aymarés avec les zones potentiellement touchées par l'extractio aurifère. | 170 |
| Illustration 70 : Stratégie des mesures de gestion des risques. | 173 |
| Illustration 71 : Représentation des diagrammes en bâton de la concentration en mercure mesurée dans le muscle de poissons piscivores provenant de différents sites. Les barres d'erreurs représentent les écarts types de la moyenne (Cossa 1990). | 178 |

Illustration 72 : Comparaison par secteur des concentrations en mercure dans les sédiments et les concentrations en mercure dans les poissons avec la densité de population..... 180

Liste des tableaux

| | |
|---|-----|
| Tableau 1 : Comparaison des concentrations certifiées et mesurées en mercure total dans les échantillons biologiques certifiés..... | 44 |
| Tableau 2 : Liste des prestataires retenus pour chaque secteur..... | 46 |
| Tableau 3 : Dates des missions et nombre d'échantillons de sédiments prélevés..... | 49 |
| Tableau 4 : Nombre de poissons et d'espèces pêchés par missions et par fleuve..... | 50 |
| Tableau 5 : Nombre de poissons collectés par régime alimentaire et par fleuve..... | 50 |
| Tableau 6 : Tableau récapitulatif des espèces de poissons collectées au cours du programme BRGM..... | 51 |
| Tableau 7 : Tableau récapitulatif des Erythrinidae collectés au cours des programmes CNRS et BRGM..... | 52 |
| Tableau 8 : Statistiques élémentaires des teneurs en mercure (ng g^{-1}) pour les 1211 échantillons prélevés sur l'ensemble de la Guyane..... | 61 |
| Tableau 9 : Statistiques élémentaires des teneurs en mercure (ng g^{-1}) pour les échantillons prélevés dans les criques non orpaillées..... | 68 |
| Tableau 10 : Nombre total d'Hoplias aimara et d'Hoplias malabaricus pêchés par fleuve. H. malabaricus et H. aimara étant indiscernables en dessous de 38 cm, tous les poissons inférieurs à cette taille ont été éliminés. Les résultats présentés dans ce mémoire ont donc été obtenus sur 596 H. aimara..... | 82 |
| Tableau 11 : Numéros et nom des sites définis pour le SIG..... | 93 |
| Tableau 12 : Principaux paramètres physico-chimiques du fleuve Sinnamary en amont de la retenue (valeurs moyennes), en décembre 1992, deux ans avant la mise en eau du barrage et en décembre 2004 (données Hydreco ; Muresan 2006 et Dominique, 2006). L.D. : limite de détection. COP : Carbone organique particulaire..... | 140 |
| Tableau 13 : Classement de la qualité des eaux de rivières basé sur les communautés d'éphéméroptères (Hydreco, 2005, 2006)..... | 143 |
| Tableau 14 : Récapitulatif des effectifs, moyennes et erreur type pour les sédiments et les aymarases (classe A et B) en fonctions des 6 fleuves et de leurs sites respectifs..... | 151 |
| Tableau 15 : Valeurs des pourcentages de méthylmercure obtenus par rapport au mercure total analysés dans les principaux compartiments des écosystèmes constitués par l'amont et l'aval du Sinnamary et par la retenue de Petit Saut (Dominique, 2006 et Muresan, 2006)..... | 155 |

1. Introduction

En 1994, une étude menée par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) et l'INSERM a révélé une contamination au mercure chez des populations d'Amérindiens Wayanas vivant dans des zones reculées de la Guyane, notamment le secteur du Haut Maroni.

Suite à ce constat l'InVS, en collaboration avec l'INSERM et le CNRS, a mis en place deux études, l'une sur les risques chez l'enfant, liés à la contamination par le méthylmercure (Cordier *et al.*, 2002), l'autre sur le risque alimentaire (Fréry *et al.*, 2001). Le principal objectif de cette deuxième étude était de quantifier l'apport de mercure *via* l'alimentation et d'identifier les principales espèces de poissons potentiellement incriminables.

Des questions se posaient alors sur l'origine de ce mercure : naturelle ou anthropique ?

1.1. QUELLE EST L'ORIGINE DU MERCURE (Hg) EN GUYANE ?

Les résultats du programme CNRS « Mercure en Guyane phase I » ont permis d'identifier deux sources de mercure en Guyane (Charlet et Boudou, 2002) :

- l'une, d'origine naturelle, provenant du fond géochimique des sols tropicaux qui ont accumulé, pendant de très longues périodes, des quantités importantes de mercure issues notamment des apports atmosphériques résultant du dégazage de l'écorce terrestre et des océans. Il est important de noter que l'âge des sols tropicaux (plusieurs millions d'années), très élevé comparativement à celui des sols des régions tempérées, amplifie ce phénomène. Les sols tropicaux représentent donc d'importants réservoirs naturels de mercure inorganique divalent (Hg II), cette forme chimique étant liée à la matière organique et aux oxydes de fer présents dans les sols (Fitzgerald, 1989 ; Roulet *et al.*, 1998) ;
- l'autre, d'origine anthropique, provenant de l'extraction aurifère (source d'apport depuis environ 150 ans), du fait des rejets directs lors de l'amalgamation de l'or par du mercure élémentaire sous forme liquide (Hg⁰) ou sous forme gazeuse, après chauffage des amalgames pour collecter le métal précieux.

Le risque sanitaire induit par la présence du mercure dans les cours d'eau ne se situe pas directement au niveau de la qualité des eaux. En effet, les quantités de mercure présentes dans ces milieux y sont très faibles (très inférieures aux références pour de l'eau potable) et ne présentent aucun risque en cas de consommation directe ou pour la baignade. De plus, 99 % du mercure présent dans l'eau l'est sous forme inorganique (Boudou *et al.*, 2006a), forme peu biodisponible pour les organismes aquatiques.

Le risque sanitaire lié à la présence de mercure inorganique (divalent ou élémentaire) dans les cours d'eau est donc indirect et réside dans le fait que ce dernier peut, dans ce type d'écosystèmes, subir une transformation chimique : la méthylation. Cette réaction donne naissance, uniquement à partir du mercure oxydé (HgII), au méthylmercure (MMHg ou CH₃Hg), forme la plus toxique du métal. Bien que des processus abiotiques, comme le transfert de groupements « méthyl » à partir de la matière organique (acides humiques par exemple) existent (Coquery., 1994 ; Weber, 1988), la méthylation du métal est essentiellement liée à l'action de bactéries anaérobies (notamment les bactéries sulfato-réductrices et ferri-réductrices), présentes dans les zones anoxiques des cours d'eau (Compeau et Bartha, 1985 ; King *et al.*, 2002 ; Fleming *et al.*, 2006). La présence de ces zones anoxiques, le plus souvent localisées à l'interface « colonne d'eau – sédiment », mais également dans les strates inférieures de la colonne d'eau (plaines d'inondation, réservoirs de barrage), apparaît donc comme une condition *sine qua non* à la formation du MMHg et donc à la toxicité du métal pour les organismes vivants.

Le MMHg possède des propriétés chimiques (demi-vie et rémanence importantes) qui, contrairement aux formes élémentaires et divalentes, lui permettent de se bioaccumuler, mais également de se bioamplifier, de façon parfois considérable, le long des réseaux trophiques aquatiques. Ainsi, un facteur 10⁶ à 10⁷ est habituellement mesuré entre les concentrations en MMHg dans la colonne d'eau (fraction < 0,45 µm) et dans le tissu musculaire des poissons piscivores situés en fin de chaînes alimentaires : à titre d'exemple, pour la Guyane, les niveaux de contamination en MMHg quantifiés dans la chair de l'espèce *Hoplias aimara* (Aymaras) peuvent être un million de fois plus élevé que ceux mesurés dans l'eau (Roulet et Maury-Brachet, 2001). D'autre part, il faut également souligner que si seulement environ 1 % du mercure total (HgT) mesuré dans la colonne d'eau et les sédiments est sous forme méthylée, plus de 95 % du HgT présent dans le tissu musculaire des poissons piscivores est sous forme MMHg.

On constate donc, qu'aussi bien en termes de santé publique que de protection de l'environnement au sens large, il était fondamental d'évaluer, à l'échelle globale de la Guyane, les concentrations en mercure dans les sédiments et les poissons, *via* des campagnes d'échantillonnage le long des principaux cours d'eau guyanais.

1.2. QUELS SONT LES OBJECTIFS DE CETTE ETUDE GLOBALE ?

L'objectif principal est d'acquérir une information sur les concentrations en mercure total dans les sédiments vaseux et dans les poissons de fin de chaînes trophiques (les plus prisés localement et les plus représentatifs de la bioamplification mentionnée précédemment), en échantillonnant sur un maximum de sites représentatifs du réseau hydrographique de Guyane, notamment les cours d'eau concernés par les activités d'extraction aurifère.

Dans les sédiments, le mercure total mesuré est composé de mercure inorganique (HgII) et de méthylmercure (MMHg), dans des proportions variables, selon les caractéristiques physico-chimiques des milieux. Toutefois, les nombreuses données disponibles dans la littérature internationale montrent que le pourcentage de la forme organique du métal est toujours minoritaire.

A l'opposé, dans les poissons et plus précisément dans le tissu musculaire consommé par l'homme, le mercure est, comme exposé précédemment, quasi-exclusivement présent sous forme méthylée (Maury-Brachet *et al.*, 2006).

L'ensemble des données analytiques « mercure » recueillies lors de cette étude, tant au niveau des sédiments que des poissons, sera conservé dans des fichiers constituant une base de référence calée sur un système de géo-référencement homogène.

Le but final est d'établir, à l'échelle de la Guyane, une carte de répartition des concentrations en mercure, laquelle sera utilisable par l'ensemble de la communauté des acteurs œuvrant dans le domaine de l'environnement ou de la santé sur la Guyane.

Une réflexion collective devra ensuite être engagée pour définir, dans la limite des connaissances actuelles et des extrapolations scientifiquement justifiées, une gradation des risques encourus par les populations. Ces risques, hormis les expositions professionnelles sur les sites d'orpaillage ou dans les comptoirs de vente du métal précieux, étant liés à la consommation des produits de la pêche, plus précisément des espèces situées au sommet des réseaux trophiques aquatiques (poissons carnivores/piscivores).

2. Programme de cette étude et articulation avec le programme « Mercure en Guyane » du CNRS

La présente étude, relative à la « répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons des cours d'eau de Guyane », consiste à acquérir une information sur la distribution du métal à une échelle géographique relativement vaste, puisqu'elle est à vocation régionale.

Elle a été conçue pour être complémentaire du programme de recherche scientifique « Mercure Guyane – Phase II »¹ (cf. CPER Phases II).

Ce programme a été mis en œuvre en étroite complémentarité avec les travaux réalisés lors de la Phase I, avec pour objectif principal l'analyse des différentes composantes du cycle biogéochimique du mercure en Guyane, depuis les sources naturelles et anthropiques jusqu'aux transferts vers les populations humaines. L'échantillonnage des poissons collectés au cours des différentes missions provient de trois des quatre axes développés au cours de ce programme :

- Axe 1 : l'objectif de cette étude était la réalisation d'un inventaire des niveaux de contamination par le mercure des principaux cours d'eau de Guyane, à partir d'un poisson piscivore *Hoplias aimara* et des sédiments, au niveau des zones habitées, conduisant à l'élaboration d'un système d'information géographique (SIG). Dans le cadre de cette étude, basée sur le bénévolat, plus de 100 kits d'échantillonnages ont été distribués auprès des centres scolaires, des dispensaires et des pêcheurs locaux.
- Axe 2 : cette étude est basée sur une analyse géochimique et écotoxicologique de la contamination mercurielle le long du *continuum* « Barrage de Petit-Saut – Fleuve Sinnamary – Estuaire ». Elle a permis de collecter des poissons tout le long de ce *continuum*, qui représente la zone la plus contaminée de Guyane au regard des concentrations déterminées dans un nombre très élevé d'espèces.
- Axe 4 : les recherches développées à l'interface "Environnement/Santé" ont permis d'étudier les transferts du mercure à partir des apports alimentaires (produits de la pêche) et les niveaux d'imprégnation des populations humaines. Les premières études ont été conduites en 1997 et 2005, au niveau des villages amérindiens du Haut-Maroni. Elles ont été complétées par des missions

¹ A. Boudou assurait la direction de ce programme ; il occupe depuis décembre 2005 la fonction de Président de l'Université Bordeaux 1 « Sciences & Technologies ».

réalisées dans la zone amont de l'Oyapock (Camopi, Trois Sauts) en 2005 et 2006.

Au cours de ce programme CNRS (Phase II), 470 poissons de la famille des *Erythrinidae* (soit deux espèces : *Hoplias aimara* et *Hoplias malabaricus*) ont été prélevés sur les réseaux hydrographiques du Maroni, de la Mana, du Sinnamary, de la Comté, de l'Approuague et de l'Oyapock². Les prélèvements réalisés au cours du présent programme ont donc complété ce premier échantillonnage de poissons par un nombre important de campagnes de pêche, notamment en zones inhabitées, non explorées lors du programme CNRS et complétées systématiquement par des prélèvements de sédiments vaseux.

Les connaissances acquises par le programme du CNRS portaient sur les processus : comment et pourquoi le mercure devient-il biodisponible puis s'accumule dans les organismes vivants et se bioamplifie ? Alors que le présent programme a permis de recueillir des données couvrant une grande partie du territoire guyanais afin de comprendre comment se répartit le mercure transporté par les matières en suspension dans les cours d'eau et comment il se dépose sous forme de vases dans les zones lenticules. La combinaison des connaissances acquises par le programme du CNRS avec les données recueillies par le présent programme va ainsi contribuer *in fine* à fournir une base de données extrêmement originale et riche d'informations au regard des conditions potentielles d'exposition et indirectement des risques encourus par les populations humaines en Guyane.

2.1. LES GRANDS AXES DU PROGRAMME DE CETTE ETUDE

L'étude était organisée autour de trois axes de réflexion et d'actions :

- l'évaluation du fond géochimique en mercure dans les sédiments fins des principaux fleuves et rivières de Guyane, en distinguant les criques orpaillées de celles qui ne le sont pas : il s'agissait de réaliser des missions pour le prélèvement d'échantillons (environ 1100 envisagés initialement) dont la teneur en mercure total a été ensuite déterminée ;
- l'estimation, en parallèle, de la mobilisation du mercure et son transfert vers la chaîne trophique : il s'agissait ici de réaliser des campagnes de pêche pour analyser les concentrations en mercure dans les différentes espèces de poissons (environ 500 à 600 échantillons envisagés initialement), notamment l'aimara (*H. aimara*), dont le régime piscivore et la grande taille le situent comme consommateur terminal au sommet des réseaux trophiques aquatiques. Les analyses de mercure total ont été effectuées dans la chair, prélevée au niveau du muscle dorsal ;

² La liste des bénévoles qui ont participé à cet échantillonnage dans le cadre du programme CNRS « Mercure en Guyane » est indiquée en début de ce rapport.

- la réflexion en cours pour la mise au point d'un outil de hiérarchisation des risques éventuels entre les divers bassins hydrographiques étudiés, au moyen d'un Système d'Information Géographique (SIG). L'objectif est d'identifier les zones où les risques potentiels de contamination à l'égard des populations humaines sont les plus forts.

2.2. CONDENSE DU CAHIER DES CHARGES

Tous les travaux de terrain ont été coordonnés par le Service Géologique Régional de Guyane avec le concours du Service Environnement et Procédés Innovants du BRGM d'Orléans. Les prestations sous traitées ont été les suivantes :

- assistance aux prélèvements, location des pirogues et préparation des échantillons de sédiments ;
- contrôle qualité des analyses de mercure dans les sédiments et les poissons.

Le partenaire du BRGM, le GEMA (Géochimie et Ecotoxicologie des Métaux dans les environnements Aquatiques), ex LEESA (Laboratoire d'Ecophysiologie et Ecotoxicologie des Systèmes Aquatiques), composante de l'UMR EPOC/5805, associant l'Université Bordeaux 1 et le CNRS, a assumé les points suivants :

- pro parte la pêche des poissons, détermination des espèces, relevés biométriques, collecte et conditionnement des échantillons tissulaires ;
- analyses du mercure total dans les échantillons de muscle de poissons ; traitement statistique des résultats.

La recherche, l'organisation et l'exploitation des données disponibles sont envisagées par bassins versants des six grands fleuves de Guyane : Approuague, Comté, Mana, Maroni, Oyapock et Sinnamary. L'acquisition des informations s'est faite selon deux types d'approches bien distinctes, d'une part au travers d'une collecte de données documentaires, cartographiques, et, d'autre part, par des prélèvements d'échantillons sur le terrain à des fins d'analyses.

Ces données ont, ensuite, été organisées dans des fichiers EXCEL[®] constituant une base de données informatique utilisable *via* un Système d'Information Géographique (SIG), puis croisées entre elles afin d'appréhender, le cas échéant, les risques éventuels entre les divers bassins versants des cours d'eau étudiés.

Cela a nécessité la mise en œuvre des tâches successives mentionnées ci-après :

1. l'inventaire des sites actuels ou anciens connus ou présumés pour être, ou avoir été, les lieux d'extraction aurifère (jusqu'aux données disponibles fournies par la DRIRE relatives aux années 2005 et 2006). Tous ces sites ont été géoréférencés selon un même système de repérage homogène pour tous les fichiers. Il en a été de même pour les fichiers des données sur les sédiments et sur les poissons prélevés ;

2. le choix des axes hydrographiques drainant les zones orpaillées et ceux non concernés, *a priori*, par une activité minière ;
3. la mise au point des protocoles d'échantillonnage et d'analyses (sédiments et poissons) en s'inspirant de la démarche du CNRS (cf Programme « Mercure en Guyane – Phases I et II) ;
4. la mise en œuvre des campagnes de prélèvements, après des tests d'application des protocoles préalablement retenus, avec une recherche permanente pour optimiser les sites de prélèvements, tant pour les sédiments fins vaseux que pour les poissons ;
5. l'interprétation des résultats analytiques sur les sédiments et les poissons ainsi que la mise en œuvre des contrôles analytiques ;
6. la mise en place de fichiers informatiques au format EXCEL constituant la base de données de référence, faciles d'emploi, utilisables soit indépendamment les uns des autres, soit croisés dans un SIG avec d'autres « couches » de données spécifiques à l'utilisateur ;
7. la mise en forme et l'exploitation de ces données dans un Système d'Information Géographique au format MAPINFO ;
8. la réflexion pour l'adaptation d'une méthode d'évaluation des risques à la problématique du mercure en Guyane, avec si possible la hiérarchisation des zones soumises à cette méthode et les définitions de zones sur lesquelles des investigations plus détaillées seraient souhaitables ;
9. la synthèse, les conclusions et le rapport final.

3. Travaux réalisés, méthodes et principes adoptés dans cette étude

Les travaux de réflexion sur les aspects relatifs à la méthodologie et à la logistique ont commencé dès le mois d'avril 2005.

Le comité de pilotage s'est réuni depuis le début de cette étude :

- le mercredi 15 juin 2005 : pour le lancement officiel de l'opération ;
- et le jeudi 9 février 2006 : pour une présentation de l'état d'avancement des travaux.

3.1. DONNEES UTILISEES POUR LA CONSTRUCTION DU SIG

Le SIG est composé de différentes couches d'information qui peuvent être classées en trois catégories :

1. Les couches génériques provenant d'autres SIG :
 - la géologie ;
 - l'hydrologie ;
 - la toponymie ;
 - la densité de population ;
 - les zones potentiellement touchées par l'extraction aurifère ;
 - les emplacements des placers anciens et actuels ;
 - les ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Floristique et Faunistique).
2. Les couches de résultats :
 - les secteurs échantillonnés ;
 - les zones de pêches ;
 - les points d'échantillonnage des sédiments ;
 - les concentrations en mercure dans les sédiments présentées suivant cinq classes de concentrations en différenciant les sédiments des grands collecteurs, des criques orpaillées et des criques non orpaillées.

3. Les couches d'interprétation des résultats :

- les concentrations en mercure dans les poissons par zone de pêche ;
- les répartitions des concentrations en mercure dans les sédiments ;
- la répartition par secteur des concentrations en mercure dans les sédiments et les poissons et l'évaluation préliminaire du risque global vis-à-vis de la population (couche de densité de population).

Les différentes couches du SIG sont présentées dans ce rapport au fur et à mesure de la présentation des travaux, des résultats et de leur interprétation.

3.2. INVENTAIRE ET GEOREFERENCMENT DES SITES D'ORPAILLAGE

A partir des fichiers des zones orpaillées connues de l'exploitation historique, passée, actuelle ou subactuelle et en tenant compte des paramètres tels que les zones à fort potentiel aurifère (carte au 1/500 000^{ème}, BRGM), il est possible de dresser une carte correspondant à l'extension spatiale maximale pouvant être sujette à l'extraction aurifère (Ill. 1). Ces zones couvrent ainsi une superficie totale de près de 29 000 km².

La liste des fichiers ayant servi à dresser la carte est la suivante :

- les couches BRGM Boutin (Placers 1^{er} cycle et placers 2^{ème} cycle) localisent les chantiers historiques (1852-1970) et les chantiers artisanaux avant 2000 ;
- la couche DRIRE situe tous les permis d'exploitation de 1998 à 2004 ;
- la couche « Anaconda » et « Gendarmerie » recense l'orpaillage clandestin depuis 2002 jusqu'en 2004 ;
- la couche ONF positionne les surfaces exploitées depuis 1999 et les sites clandestins en 2004 et 2005.

Les coordonnées initiales des sites étant repérées dans des systèmes différents selon les fichiers sources, et selon le système de repérage sur le terrain (en degré, minute et seconde, ou en degré par longitude et latitude ou selon le système CSG 67 fuseau 21 ou fuseau 22) il a d'abord fallu réaliser une homogénéisation selon le système WGS 84 fuseau Nord 22, afin de n'utiliser qu'un seul système de repérage pour tous les sites, cohérent avec les coordonnées des divers échantillons de sédiments et de poissons prélevés.

Le système WGS 84 fuseau Nord 22 est le plus proche du système RGFG 95 – UTM fuseau 22 pris en référence par le décret du 26 décembre 2000 portant application de l'article 89 de la loi du 4 février 1995 (modifiée) d'orientation pour l'aménagement et le développement du territoire. C'est pour cette raison qu'il a été pris comme référence dans les fichiers concernant cette étude, en lieu et place du CSG 67.

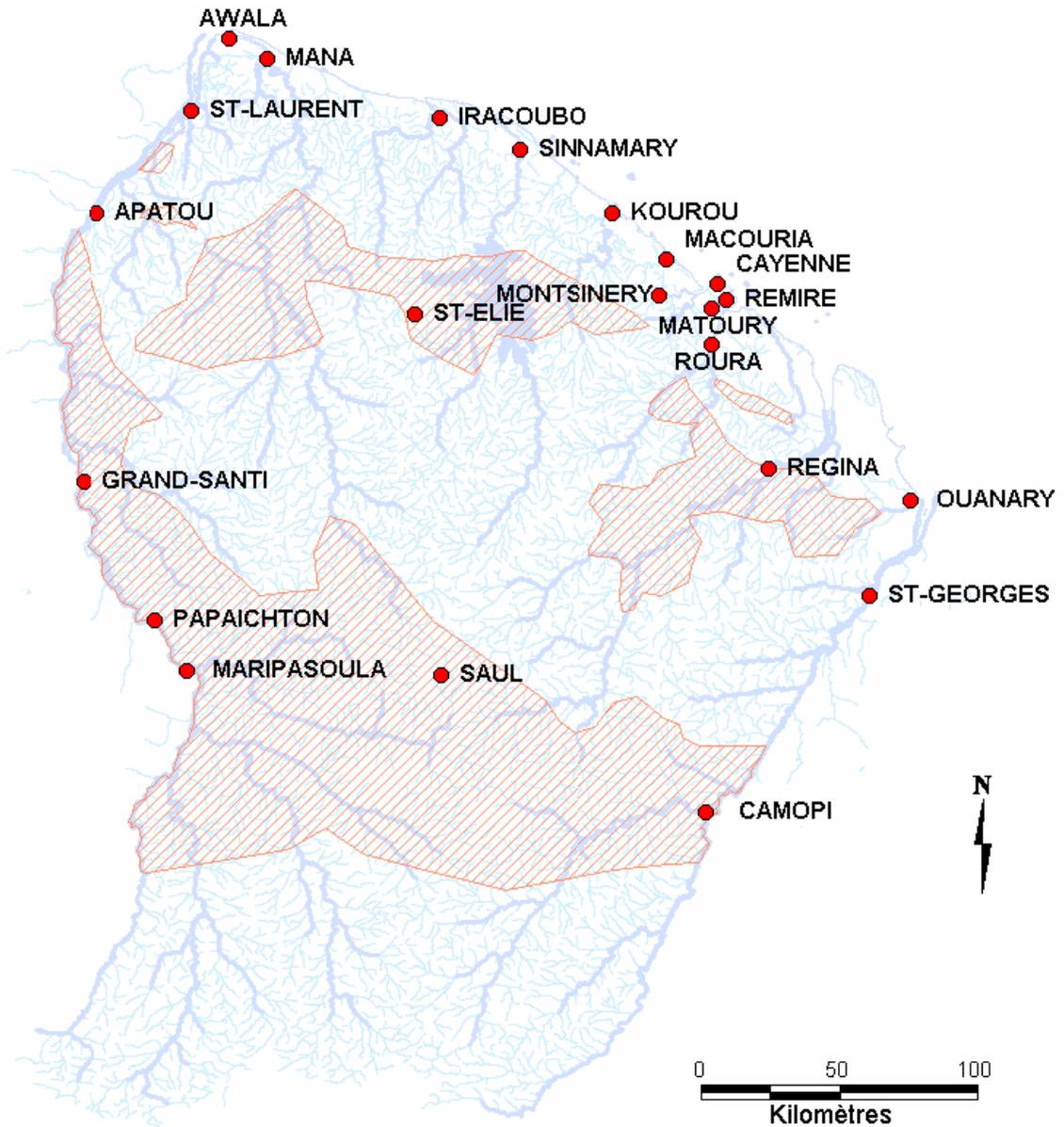


Illustration 1 : Superficie maximale potentielle touchée par l'extraction aurifère (extrait du rapport BRGM/RP-54630-FR).

3.3. CHOIX DES AXES HYDROGRAPHIQUES ET MAILLE DE PRELEVEMENT

Les secteurs géographiques à couvrir dans le cadre de cette étude sont affichés sur une carte à petite échelle (Ill. 2, couche secteurs du SIG). Ces secteurs couvrent une grande partie des axes hydrographiques de Guyane (navigables par un canot à moteur), y compris leurs affluents, qu'ils soient orpaillés ou non, afin de pouvoir distinguer le fond géochimique naturel des activités anthropiques.

Trois pas (taille de maille) ont été choisis : 1, 5 et exceptionnellement 10 km (Ill. 3, couche des points d'échantillonnage des sédiments du SIG). Le pas de 1 km caractérise les zones d'intérêt accru (l'environnement des villages ou communes, la proximité des lieux d'orpaillage). Le pas de 5 km a été adopté lorsque l'un ou l'autre de ces critères ne se retrouve pas. Exceptionnellement, un pas de 10 km a été retenu dans les embouchures des grands fleuves, zone soumise généralement aux marées.

Les objectifs qui ont conduit au choix des différents pas sont les suivants :

- évaluation de la présence ou non de mercure au droit, en amont et en aval, des zones habitées ;
- évaluation des sources potentielles du mercure : échantillonnage en aval des sites connus d'orpaillage, si possible au droit et en amont de ces sites ;
- évaluation de la diffusion du mercure sur les drains majeurs : maille régulière sur les grands fleuves, resserrement en amont et en aval des confluences avec des sources potentielles de mercure (même en l'absence de zones orpaillées proches) ;
- des critères propres à chaque secteur ont été retenus pour ajuster et compléter ces objectifs.

Il faut ajouter que les bassins peuvent comporter des nombres différents de secteurs : quatre sur le Maroni, trois sur l'Oyapock, deux sur l'Approuague. Les secteurs ont été définis sur des critères de logistique (durée de la mission, autonomie en carburant, lieu de départ et de repli), sur des critères socio-politiques et de la qualité des services (participation des diverses communautés aux missions du programme Mercure).

Des prélèvements de sédiments et de poissons (Ill. 4, couche des zones de pêche) ont aussi été faits dans des contextes géologiques (type granite par exemple) réputés sans potentiel aurifère et donc *a priori*, non orpaillés, pour contribuer à évaluer le fond géochimique naturel en mercure.

Au total, les bassins versant des cinq fleuves Approuague, Comté, Mana, Maroni et Oyapock, retenus pour l'étude ont été découpés en 12 secteurs constituant autant de missions de terrain : Approuague (APP 1 et 2), Comté (COM 1), Mana (MAN 1 et 2), Maroni (MAR 1 à 4), Oyapock (OYA 1 à 3) (Ill. 2).

Le secteur du Sinnamary n'est pas retenu dans le cadre de cette étude car déjà couvert par le projet du CNRS.

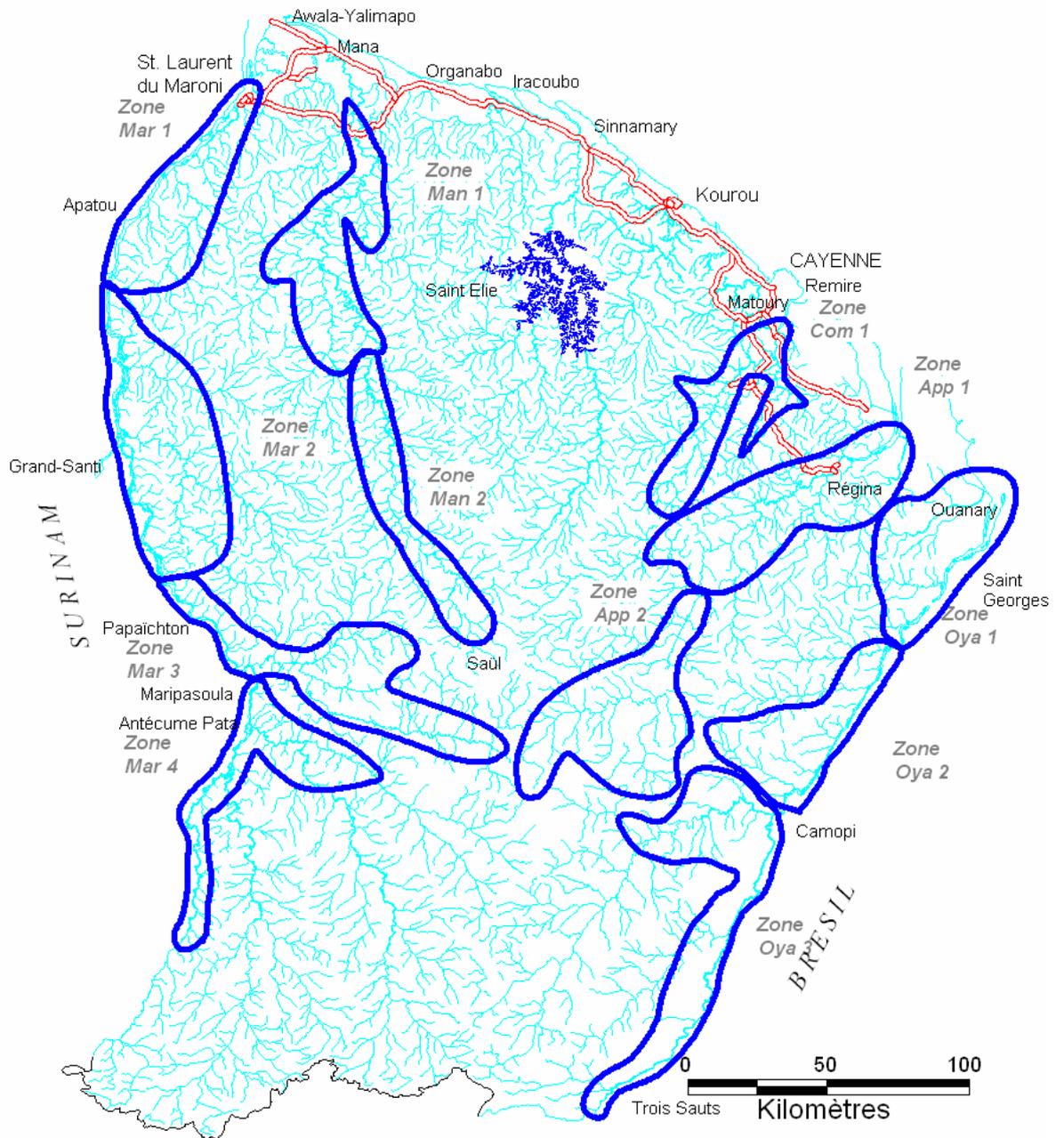


Illustration 2 : Carte des secteurs couverts par l'échantillonnage des sédiments et des poissons.

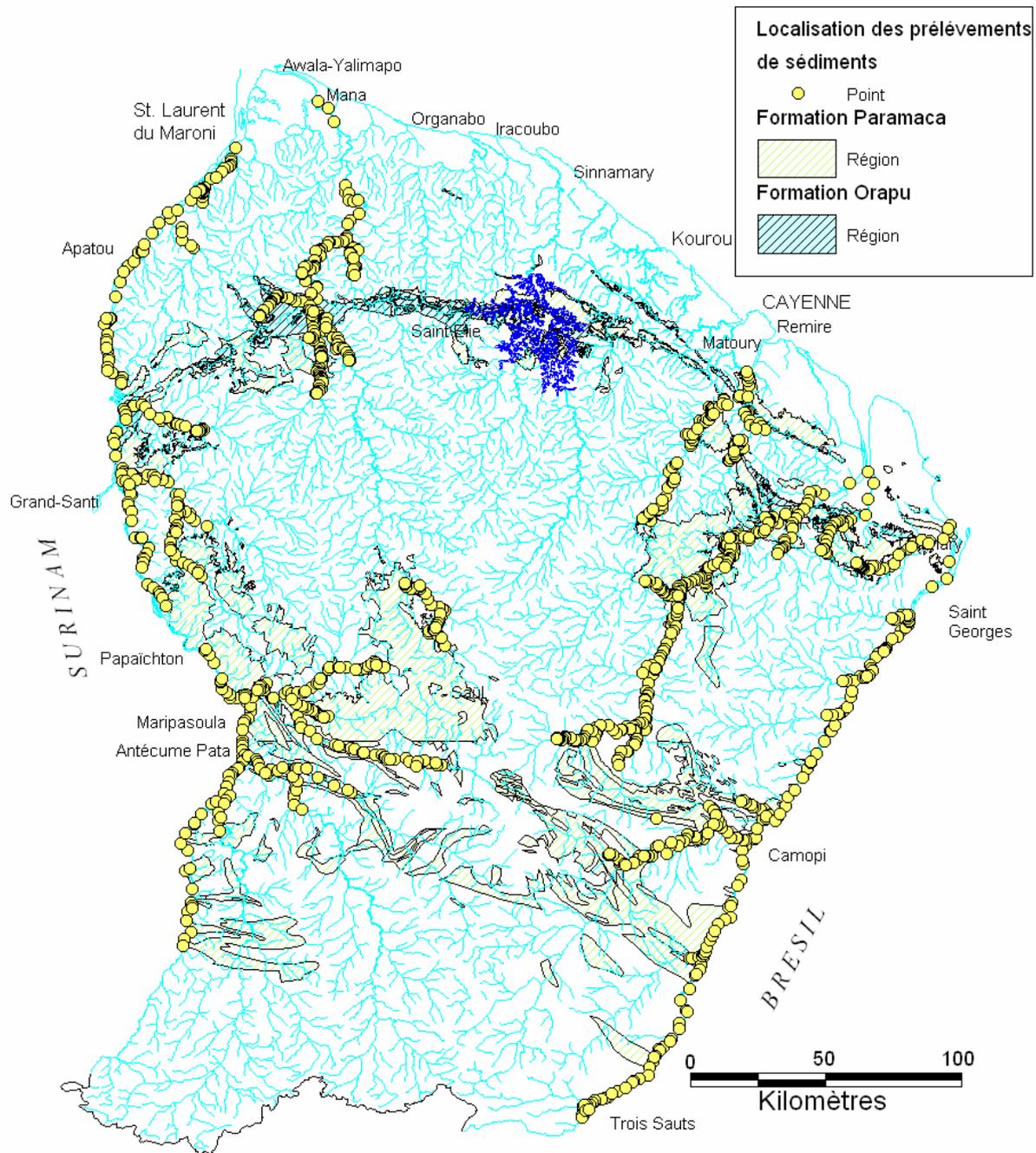


Illustration 3 : Localisation des points de prélèvements des sédiments.

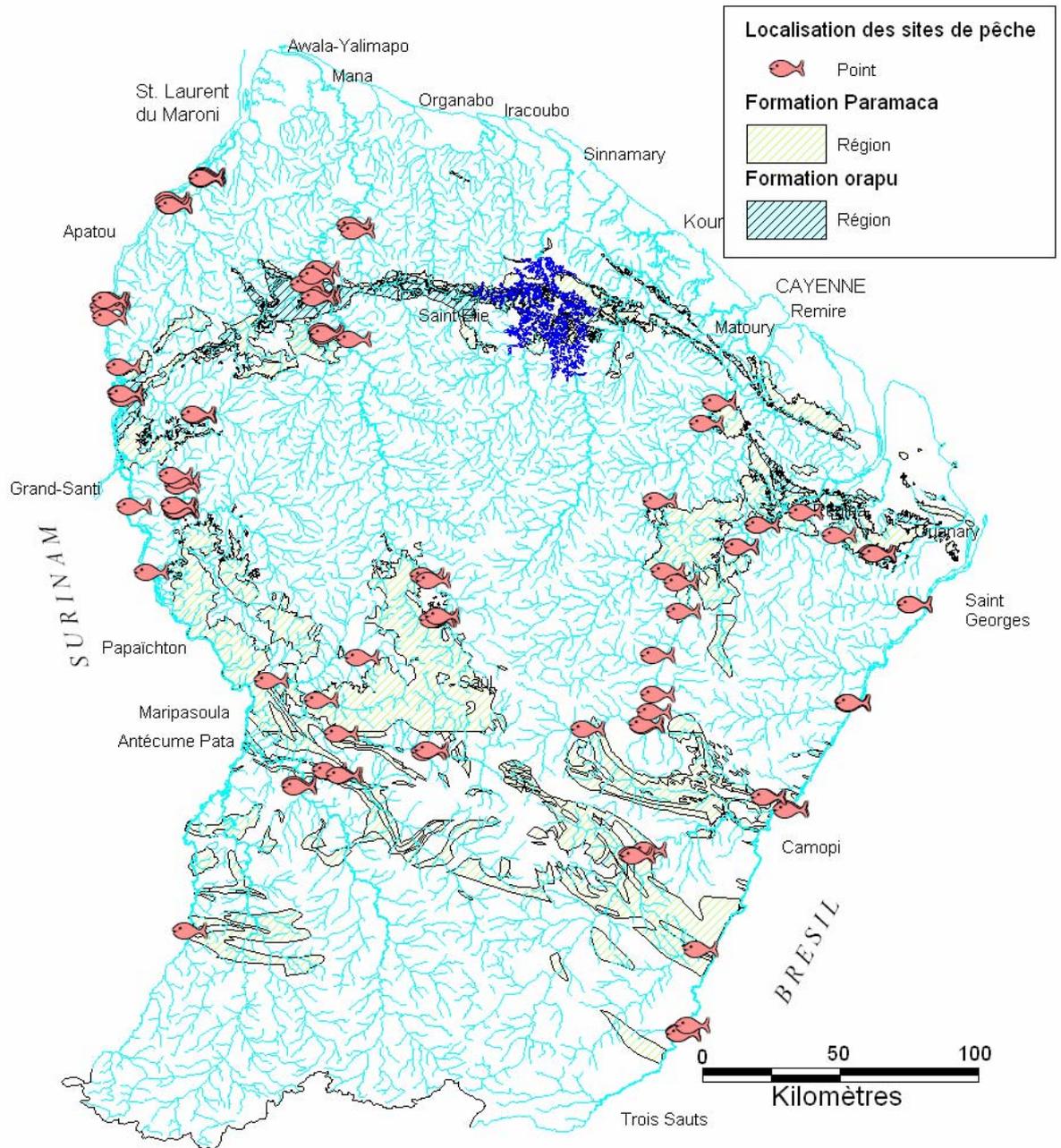


Illustration 4 : Localisation des lieux de pêche (missions BRGM).

3.4. PROTOCOLES D'ECHANTILLONNAGES ET D'ANALYSES DES SEDIMENTS

3.4.1. Rappel sur la géologie, les gisements aurifères et le mercure dans les sols de la Guyane

Rappel sur la géologie

Le craton guyanais s'étend sur plus de 1 500 000 km² du Nord-Est du Brésil à la pointe orientale de la Colombie en passant par la Guyane, le Surinam, le Guyana et le Sud-Est du Vénézuéla.

En Guyane française il est composé de roches volcano-sédimentaires du paléoprotérozoïque qui ont été métamorphisées dans les faciès des schistes verts ou des amphibolites durant l'orogénèse Trans-Amazonienne il y a 2 milliards d'années. Cette orogénèse a vu également la mise en place des intrusions granitiques ainsi que le dépôt de roches détritiques résultant du démantèlement des nouveaux reliefs.

Les ceintures de roches vertes (Ill. 5) s'organisent en deux bandes parallèles globalement orientées Est-Ouest et séparées par un massif central granitique. Les principales unités constituant ces ceintures sont :

- le Paramaca inférieur, volcano-sédimentaire, composé de métavolcanites acides et basiques et de métapyroclastites (cendres, tufs, ponces et ignimbrites) ainsi que de quelques intercalations sédimentaires ;
- le Paramaca supérieur, formation flyshoïde, constitué de grès fins, grauwackes, siltites noires et pélites ;
- l'Ensemble Déritique Supérieur composé d'une alternance de faciès gréseux ou quartzitiques et de faciès conglomératiques. Ces dépôts discordants jalonnent le Sillon Nord Guyanais constitué de bassins allongés de type pull-apart issus d'un contexte décrochant sénestre.

L'essentiel du territoire est cependant constitué de roches magmatiques. Les ceintures de roches vertes sont recoupées par des intrusions de deux types :

- les intrusions de gabbros et diorites mises en place antérieurement à la phase érosive du Sillon Nord Guyanais ;
- les intrusions de granite et granitoïdes guyanais et caraïbes, constituées de granites d'anatexie.

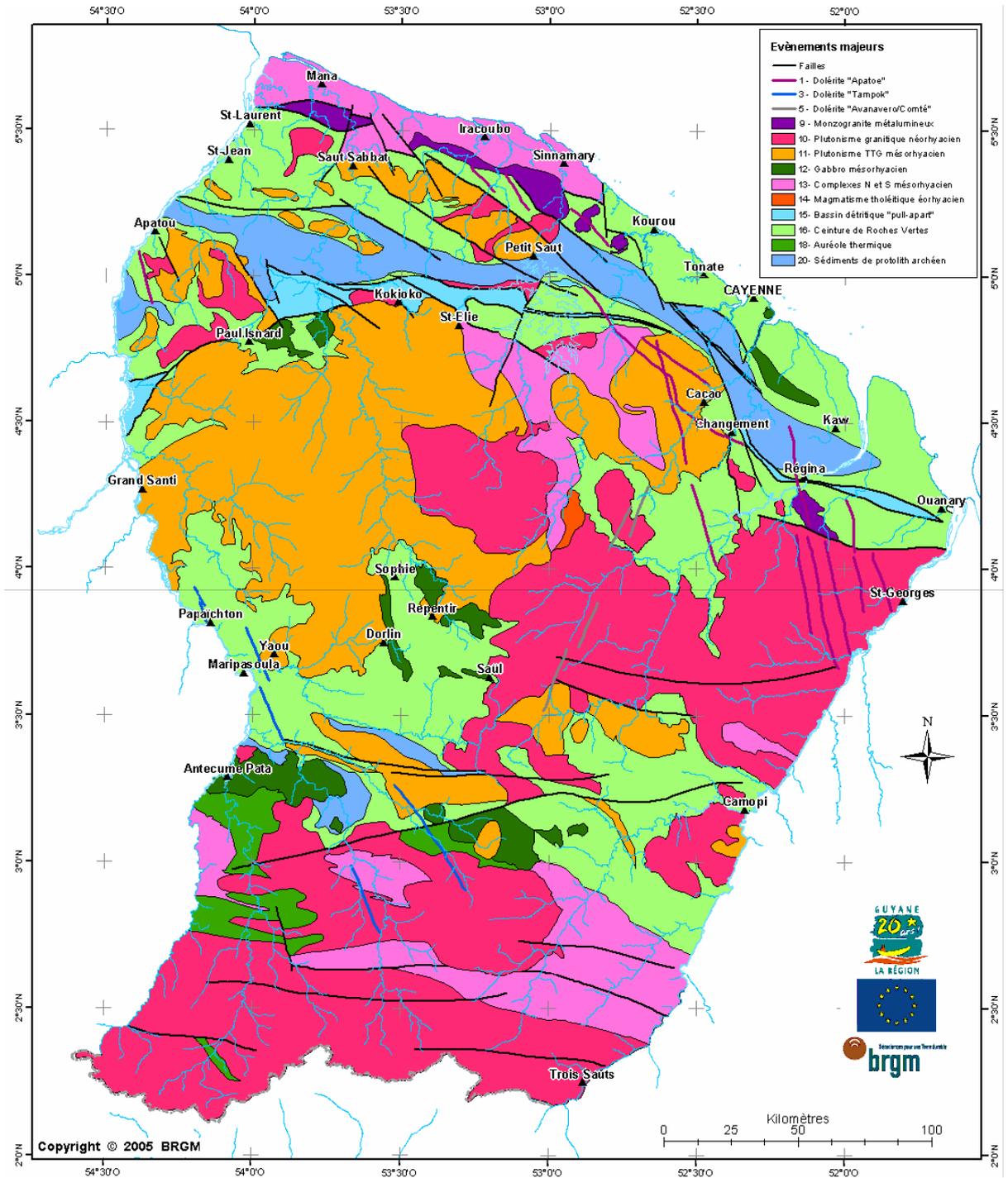


Illustration 5 : Carte géologique simplifiée de la Guyane (source BRGM).

Rappel sur les gisements aurifères

D'un point de vue métallogénique, l'or a une certaine affinité avec le volcanisme. Cette affinité se manifeste notamment au sein des ceintures de roches vertes de l'Archéen et du Protérozoïque dans les boucliers anciens. Ces ceintures sont des formations volcano-sédimentaires dans lesquelles on peut rencontrer des amas sulfurés aurifères ou des gisements détritiques. Dans ces formations, l'or peut également se concentrer au niveau de zones de cisaillement. Les gisements économiques sont la plupart du temps polyphasés. L'essentiel des indices aurifères se localise au contact Paramaca - Ensemble Détritique Supérieur ou bien au contact Paramaca - intrusions granitiques.

Milési *et al.* (1995) ont distingué trois types de minéralisation dans les gîtes primaires de Guyane :

- les minéralisations précoces liées aux strates de type « tourmalinite-hosted » dans les formations du Paramaca et dont le gîte de Dorlin est le meilleur exemple ;
- les minéralisations discordantes sous forme de filons ou stockworks encaissés dans l'ensemble des ceintures vertes ;
- les conglomérats aurifères de l'Ensemble Détritique Supérieur du Sillon Nord Guyanais issus en partie de l'érosion des minéralisations filoniennes et qui sont comparables aux gisements des conglomérats et grès fluvio-deltaïques du Tarkwaïen sur le Craton Ouest Africain.

Weng *et al.* (2006) ont établi une carte de la superficie maximale potentiellement affectée par l'extraction aurifère (Ill. 1) en tenant compte des paramètres tels que les zones à fort potentiel aurifère, les sites à indices aurifères identifiés et les sites orpaillés (légaux et illégaux). Ces zones couvrent ainsi une superficie totale de près de 29 000 km².

Rappel sur le mercure dans les sols

Le mercure est présent de façon naturelle dans les sols de Guyane, il peut avoir deux origines non exhaustives (extraits de Grimaldi *et al.*, 2001) :

- l'accumulation résiduelle du mercure au cours du processus d'altération de la roche et de la formation du sol (cette accumulation est une caractéristique des oxisols, formés en conditions climatiques chaudes et humides, pendant des périodes très longues) ;
- les apports atmosphériques naturels en mercure (volcanisme...) susceptibles d'être retenus par les constituants des sols, particulièrement des sols tropicaux riches en oxyhydroxydes métalliques.

Le stock de mercure peut cependant varier, d'un ordre de grandeur, dans les mêmes conditions géologiques et d'apports atmosphériques, en fonction de la diversité pédologiques. Les oxisols sont les plus riches en raison de leur constitution (richesses en oxyhydroxydes métalliques) et de leur organisation (perméabilité élevée, conditions oxydantes), favorables à la rétention du mercure. A l'opposé, les sols hydromorphes sont pauvres en argiles et oxyhydroxydes et retiennent moins le mercure.

Dans ces différents milieux, les sols ferrallitiques (ou oxisols qui couvrent une majorité du paysage) sont un des principaux réservoirs de mercure. La teneur en mercure des oxisols atteint 500 ng g^{-1} , parfois sur plusieurs mètres d'épaisseur. La profondeur sur laquelle est présent le mercure indique une accumulation très ancienne (liée aux précipitations atmosphériques et à l'âge de ces sols, plusieurs millions d'années).

3.4.2. Réflexion préalable sur la granulométrie des sédiments à analyser dans cette étude régionale

Il a été tenu compte du fait :

- que l'étude doit permettre d'évaluer, à l'échelle régionale de la Guyane, le fond géochimique en Hg dans les sédiments des principales rivières guyanaises avec pour objectif de distinguer la répartition naturelle du bruit de fond dû aux activités anthropiques ;
- que la nature lithologique d'un sédiment est la résultante de toutes les particules arrachées aux sols environnants (matière organique, argiles, sables quartzeux ou non) qui ont pu se déposer en un lieu au fil du temps ;
- que le dépôt d'un sédiment est fonction de deux critères principaux :
 - l'existence de zones de dépôts préférentiels (bras "morts", zones marécageuses inondables, racines d'arbres, tronc couchés, végétation, ...) présents sur le profil de la rivière ;
 - le courant qui transporte les sédiments car il est variable dans le temps (fonction des saisons) et dans l'espace (selon les tronçons de rivière). En effet, durant les périodes de crues, un effet de chasse des particules vers l'aval est observé, alors que les périodes d'étiage sont plus favorables à la sédimentation des vases. Ce mode de sédimentation variable dans l'espace et dans le temps, génère donc des dépôts constitués d'un mélange de particules dont la granulométrie est forcément hétérogène.
- que d'après les études antérieures consultées : il apparaît que la majorité des travaux sur les sédiments de rivière est faite sur la totalité du sédiment prélevé sans tamisage sur site (Roulet *et al.*, 2000 ; Roulet *et al.*, 2001 ; Lechler *et al.*, 2000 ; Heaven *et al.*, 2000 ; Warner *et al.*, 2005 ; Stoichev *et al.*, 2004). Le reste des travaux sur les sédiments de rivière montre qu'ils sont tamisés au laboratoire. La plupart des analyses sont faites sur des sédiments tamisés à 52, 63 ou 74 μm (Shi *et al.*, 2005 ; Bastos *et al.*, 2005 ; Filho et Maddrock, 1997 ; Hylander *et al.*, 2000 ; Domagalski, 2001 ; Pestana *et al.*, 2000 ; Rémy *et al.*, 2003 ; Ramirez Requielme *et al.*, 2003 ; Piani *et al.*, 2005) et le reste des analyses est faite sur des échantillons qui sont soit tamisés à 200 μm ou 2 mm (Birkett *et al.*, 2002 ; Brüggmann, 1995) ;

- que l'analyse de la seule fraction fine du sédiment (63 ou 74 μm), si elle permet de comparer des teneurs en mercure pour un même type de particules, ne peut pas rendre compte du stock réel de mercure dans le compartiment sédiment. L'observation est en particulier vraie dans les zones peu propices à la formation de vase comme les zones granitique.

C'est dans ce contexte de réflexion à l'échelle régionale de la Guyane que durant 16 mois à des saisons différentes, mais en dehors des hautes eaux un nombre élevé d'échantillons de sédiments (1211) a été prélevé. Ces échantillons de sédiments sont inévitablement, par nature et mode de dépôt, des mélanges hétérogènes, tout en restant représentatifs des bassins concernés. Le protocole suivant a donc été retenu :

- les zones propices aux dépôts des sédiments fins vaseux ont été systématiquement recherchés au cours des missions ;
- la fraction inférieure à 500 μm a été analysée (seul critère d'homogénéité sur l'ensemble des échantillons prélevés) dans le but de s'affranchir des trop grandes disparités dues aux particules les plus grossières (débris de feuilles, brindilles, sables grossiers, graviers...).

La maille inférieure à 500 μm a été retenue parce qu'elle représente la partie fine des sédiments prélevés : sables fins, limons, argiles et matière organique.

Compte tenu de la variabilité de l'échantillon de sédiment prélevé, on peut donc considérer que l'échantillon prélevé est représentatif, dans l'espace restreint du lieu d'échantillonnage, des divers apports du bassin versant concerné.

Compte tenu des alternances des hautes et basses eaux au fil des saisons, l'échantillonnage réalisé n'a pas pu s'affranchir d'une proportion plus ou moins importante de particules quartzeuses fines (peu propices à la fixation du mercure) dans le sédiment prélevé. Malgré le soin apporté au choix des sites de prélèvement, cela a donc généré une variabilité des concentrations en mercure dans certains échantillons où la fraction quartzeuse fine est importante.

3.4.3. Typologie des sédiments

Sur les 1211 échantillons collectés, 5 grandes classes de sédiments ressortent selon leur couleur, leur origine, leur composition ou leur état. La typologie des sédiments est un paramètre important car leur couleur (ainsi que celle de l'eau et de sa turbidité) est un bon indicateur de la présence ou de l'absence d'orpillage.

Les sédiments organiques

De couleur noirâtre ou brunâtre, ils présentent des débris de feuilles et végétaux plus ou moins fins. Ils sont souvent odorants. Ils peuvent être limoneux ou quelquefois sableux (III. 6).

On les trouve plus fréquemment dans les petites criques (terme usuel en Guyane pour désigner un cours d'eau pouvant aller du ru à la rivière), sous des dépôts de feuilles, sur

des berges plus ou moins inclinées. Mais ils peuvent être également présents dans des vastes flats (surface subhorizontale correspondant à des dépôts sédimentaires). Ce type de sédiment se rencontre également sur des criques importantes, claires, à faible courant.



Illustration 6 : (a) échantillon APP1098 et (b) MAR983.

Les sédiments liés à l'orpaillage

De couleur jaune, ocre ou verte, ces sédiments proviennent d'une activité anthropique essentiellement liée à l'orpaillage clandestin ou régulier (Ill. 7).

Ils sont argileux, très fins et homogènes, généralement en couche épaisse, quelquefois en alternance avec du sable.

Rares dans les grands collecteurs, ils sont toujours présents dans les zones d'activité d'orpaillage intense (récente ou historique) et plus discrets et même inexistantes lors d'activité plus faible.

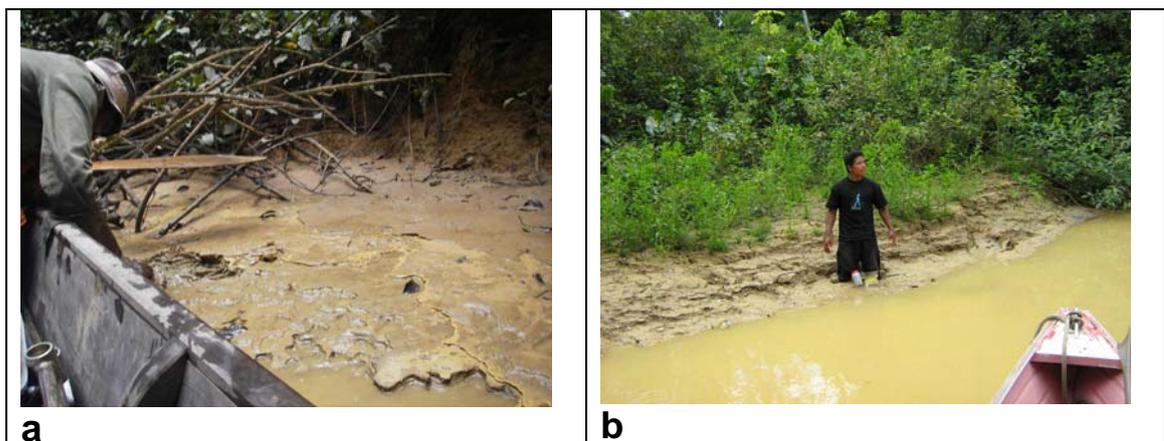


Illustration 7 : (a) échantillon MAR692 sur la crique Petit Inini et (b) échantillon APP1124 sur la crique Couata.

Les sédiments fins

Il s'agit des sédiments classiques à toute rivière. Ils sont bruns, marrons à gris (Ill. 8).

Il s'agit d'une « boue » à particules très fines, glissante entre les doigts, homogène, quelquefois limoneuse, rarement sableuse. Ils peuvent former des bancs épais ou des couches fines.

Ils forment soit des plages de vases, soit des couches légères retenues par la végétation et les herbes, soit des poches entre les racines d'arbres ou à l'aval d'un obstacle. Ils constituent les vases (d'origine fluviale ou marine) en aval des grands fleuves dans la zone d'influence des marées.

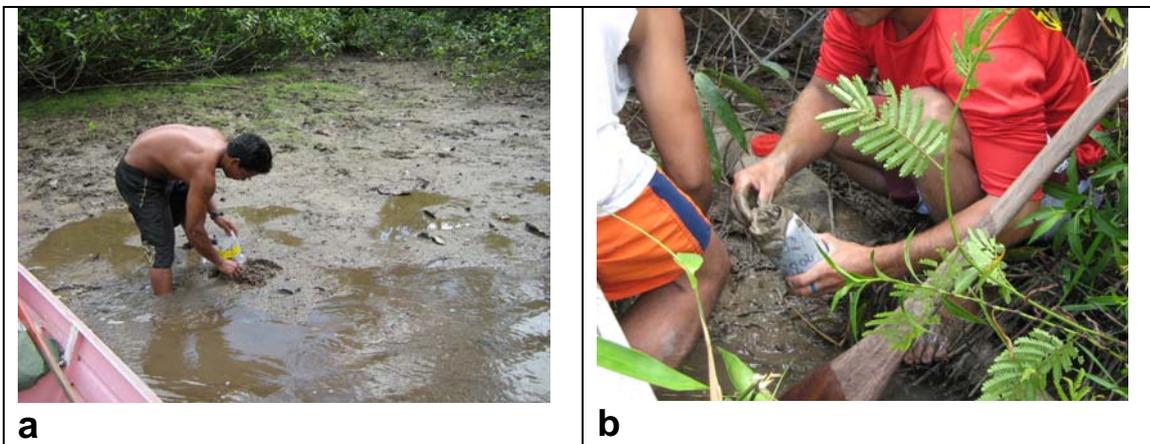


Illustration 8 : (a) échantillon APP1080 et (b) échantillon OYA802.

Les sédiments hétérogènes

Ce sont les sédiments que l'on va trouver dans les zones où le prélèvement est difficile (criques sableuses, amont des fleuves, courant fort, etc).

Ils sont marron clair le plus souvent, quelquefois marron à brun (Ill. 9).

Jamais en couche épaisse, ils se déposent en strates ou en couche fine sous ou sur des couches de sable, d'argile, et de feuilles. Souvent limoneux et sableux, ils peuvent présenter un aspect terreux, argileux et comporter des fins débris végétaux.

Ce sont les sédiments des grandes lignes droites des fleuves, au pied des berges d'un à deux mètres, sur des petites terrasses étroites. Ils se rencontrent également dans les petites criques.

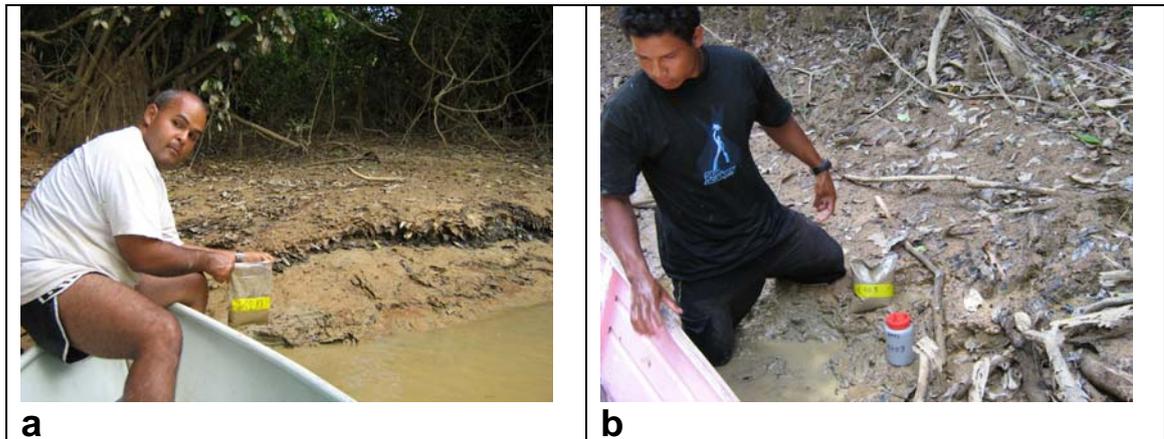


Illustration 9 : (a) échantillon MAN537 et (b) échantillon APP1103.

Les crèmes de vase

La crème de vase n'est pas une classe de sédiments à proprement parler, mais un état de la vase.

Légère, peu consistante, telle une mousse ou une crème sans être tout à fait être liquide, elle constituait, lors de la première mission, le principal type de sédiment à prélever. Mais il s'est avéré très rapidement qu'il serait difficile de respecter cet objectif.

Elle est toujours récente : c'est par exemple le dernier apport de vase d'une marée. C'est également la partie supérieure d'une couche de vase pas encore sédimentée. Elle peut donc être organique, vasarde, argileuse quelquefois limoneuse. Elle est, nécessairement, soit au niveau de l'eau, soit sous l'eau (Ill. 10).

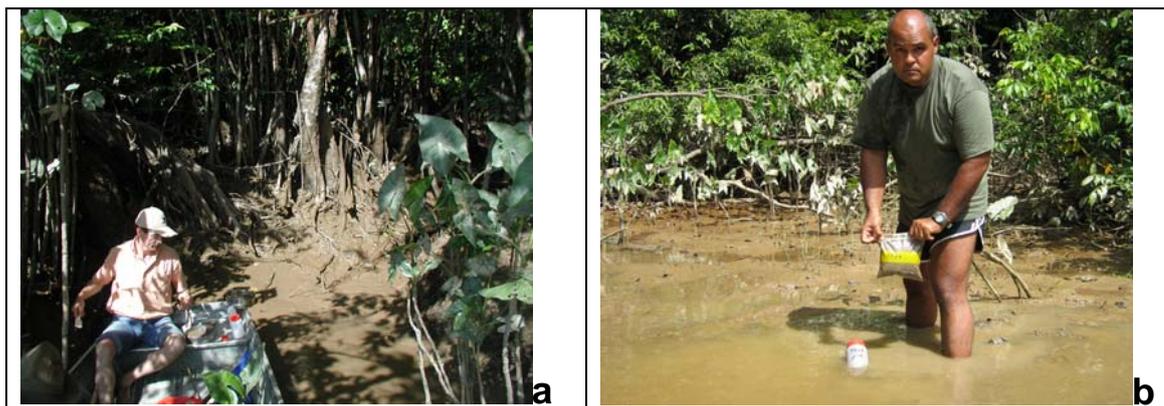


Illustration 10 : (a) échantillon COM10 sur le fleuve Oyac et (b) échantillon MAN1174 sur la crique Cokioco.

3.4.4. Prélèvement, échantillonnage et flaconnage des sédiments

La méthodologie de prélèvement des sédiments a été inspirée de l'expérience acquise par le programme CNRS en recherchant systématiquement, au cours des missions de terrain, les zones favorables aux dépôts de sédiments fins vaseux.

Il faut souligner que, hormis dans les bas cours d'eau (influencés par les marées) des cinq grands fleuves étudiés, les dépôts de vases fines s'avèrent plus difficiles à trouver que les zones sableuses largement répandues (observation macroscopique tant à l'échelle des fleuves et que des affleurements). Par conséquent, la démarche sélective qui consiste à rechercher préférentiellement les affleurements vaseux contribue à privilégier la cartographie des zones les plus potentiellement porteuses du mercure adsorbé sur les particules fines des vases (chargées en matières organiques et argiles), par rapport à l'ensemble des autres affleurements de sédiments déposés par les fleuves guyanais.

Des échantillons de sédiment ont été prélevés à la faveur de « pièges à vase », soit en surface affleurante des berges plates, soit sous une tranche d'eau généralement de faible épaisseur. Ils sont ensuite conditionnés dans des flacons de 500 ml en polyéthylène (PE). Ces flacons d'échantillons bruts sont conservés à Cayenne dans une pièce climatisée.

Des échantillons de sédiment ont aussi été tamisés à 500 µm sur le site de prélèvement. Ils ont ensuite été conditionnés dans des flacons de 250 ml en polyéthylène (PE) pour être expédiés au laboratoire du BRGM à Orléans sous un délai maximum d'une semaine. Ils sont conservés en chambre froide.

3.4.5. Analyse des sédiments et contrôle

Dès leur réception, les 1211 échantillons ont été homogénéisés manuellement avec une spatule. Environ 30 g d'échantillon sont placés dans une boîte de pétri en plastique mise dans une étuve à 40 °C pendant au moins 3 jours (jusqu'à l'obtention d'un poids constant). Les échantillons sont ensuite broyés puis stockés dans des tubes en plastique jusqu'à leur analyse par Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA).

L'analyse de Hg total est réalisée, sur l'échantillon, par SAA équipée d'un four à 800 °C (LUMEX RA-915⁺), avec une limite de quantification, du mercure total, de 10 ng g⁻¹ pour une masse de 200 mg d'échantillon.

Au cours des analyses, des échantillons de rivière certifiés sont utilisés pour valider la méthode :

- NCS DC78301 à 220 ± 40 ng g⁻¹ en provenance du China National Analysis Center for Iron and Steel ;
- LGC6156 à 10,1 ± 1,6 µg g⁻¹ en provenance du Laboratory of the Government Chemist pour Setting Standard in analytical science, Grande-Bretagne.

De plus, environ 10 % des échantillons ont été sélectionnés en fonction de leur teneur en Hg pour être envoyés à un laboratoire externe (ALS Laboratory Group, Canada) pour contrôler la qualité des mesures faites avec la SAA du laboratoire.

La spéciation du mercure n'a pas été retenue dans le cahier des charges de ce projet, car elle nécessite un mode spécifique d'échantillonnage et de conservation des échantillons, lourd et difficile à mettre en œuvre sur des missions itinérantes à large vocation spatiale (régionale). Une démarche qui consisterait à établir la spéciation du mercure dans les sédiments pourrait être cependant envisagée dans une phase spécifique ultérieure sur des secteurs sélectionnés sur la base des résultats de la présente étude.

3.4.6. Choix des échantillons destinés à l'étude granulochimique

A partir des résultats analytiques acquis sur les 1211 échantillons prélevés sur les cinq fleuves et leurs affluents, 100 échantillons ont été sélectionnés après une réflexion menée sur les divers contextes de prélèvement (crique orpaillée ou non...) et sur leurs textures.

Les objectifs des granulochimies sont :

- d'étudier la distribution du Hg selon trois classes granulométriques (500-200 μm , 200-63 μm et < 63 μm) ;
- d'étudier l'adsorption préférentielle du Hg sur certaines phases organiques ou/et minérales ;
- et de vérifier la texture des sédiments collectés pour déterminer le type d'échantillons étudiés (vase au sens stricte, vase sableuse, sable vaseux ou sable).

Par souci d'uniformité la classification utilisée pour les sédiments est celle mise au point par un groupe de travail (Dauvin *et al.*, 1993) :

- les vases : contiennent plus de 75 % de lutites (les particules de taille inférieure à 63 microns) ;
- les vases sableuses : contiennent entre 25 et 75 % de lutites ;
- les sables vaseux : contiennent entre 5 et 25 % de lutites ;
- les sables : contiennent moins de 5 % de lutites.

3.5. PROTOCOLE DE PECHE DANS LES RIVIERES ET D'ANALYSE DES POISSONS

3.5.1. Organisation

Les techniques de pêche retenues sont adaptées à l'espèce de poisson bioindicatrice : « *Hoplias aimara* » retenue pour cette étude. Cette dernière appartient à la famille des Erytrinae, qui comprend deux espèces proches d'un point de vue morphologique : *Hoplias aimara* et *Hoplias malabaricus*.

Le bilan des études menées dans le cadre des travaux de recherche des programmes CNRS (IVS/CNRS : 1997 ; programme « Mercure en Guyane phases I et II, 1998 – 2007 »), a clairement montré l'intérêt d'*Hoplias aimara* en tant qu'indicateur de la biométrie du méthylmercure le long des chaînes trophiques aquatiques (Durrieu *et al.*, 2005). En effet, cette espèce piscivore est abondante sur la quasi-totalité des cours d'eau de Guyane, facilement identifiable et représentative d'un secteur défini d'un cours d'eau, compte tenu de ses déplacements limités dans le sens amont/aval des hydrosystèmes. De plus, au cours de ces études, les différentes techniques de pêche (nivrée, ligne, filets droits, trémails, pièges, ...) pratiquées en Guyane, notamment par les amérindiens, ont été expérimentées et perfectionnées, tant au niveau des matériaux retenus que de la technique de pose. Les procédures les plus adaptées pour cette espèce sont les filets maillants et les pièges.

Chaque mission a été organisée par les membres du BRGM, en coordination avec l'Université Bordeaux 1. Un représentant du GEMA était présent, afin d'assurer la totalité de l'échantillonnage des poissons. De plus, un pêcheur local expérimenté était chargé de choisir les lieux de pêche pour poser les filets et les pièges.

Au cours des missions BRGM, étant donné la raréfaction de l'espèce *Hoplias aimara* sur de nombreux sites, liée à la présence de l'orpaillage (dégradation du milieu, turbidité excessive,) ou des zones habitées (sur-pêche), toutes les espèces de poissons capturées ont été échantillonnées, afin de compléter le SIG par une autre espèce qui pourrait éventuellement présenter un intérêt pour cette étude.

3.5.2. Filets

La confection des filets est effectuée en France (Etablissement Mondiet - Gironde). Les filets ont des caractéristiques qui permettent de ne retenir que les plus gros poissons. Ces trémails flottants ont une longueur de 20 m. Ils sont réalisés en Nylon continu avec pour la nappe centrale, une maille de 35 mm et pour les nappes extérieures des mailles de 200 mm.

3.5.3. Pièges

Les pièges sont confectionnés en Guyane (Dundee Shop – Cayenne) et spécifiques pour attraper ce type de poissons. Ils sont constitués par un gros hameçon auto-ferrant, de 3 ou 4 cm de long, monté sur filin d'acier, afin de résister aux mâchoires puissantes

d'*Hoplias aimara*. Des appâts (morceaux de poissons) sont fixés sur les hameçons. Les pièges sont mis en place avant la tombée de la nuit, accrochés à un tronc d'arbre et relevés au petit jour, en raison de la décomposition rapide des poissons liée au climat tropical ou de la prédation possible par d'autres espèces.

3.5.4. Echantillonnage des muscles dorsaux des poissons

Le protocole d'échantillonnage suivi dans le cadre de ce programme a été strictement identique à celui défini pour le programme CNRS (phase II, axe 1) et décrit dans les fiches distribuées aux bénévoles susceptibles de collecter des aymaras (annexe 1). Sur place, des relevés biométriques sont effectués sur chaque poisson : longueur standard (longueur mesurée du museau à la base de la nageoire caudale) et poids total. A l'aide de matériel de dissection classique (scalpel, pince, ciseaux...), un morceau de muscle squelettique dorsal est prélevé sur la partie la plus charnue, le long de la nageoire dorsale (Ill. 11). Des photos numériques sont systématiquement effectuées sur chaque poisson pêché, afin de sécuriser la détermination de l'espèce et participer à la traçabilité de l'échantillonnage. La détermination des espèces est effectuée au GEMA à l'aide des publications sur les poissons de Guyane (Boujard *et al.* 1997, Keith *et al.* 2000, Kullander et Nijssen 1989, le Bail *et al.*, 2000, Planquette *et al.*, 1996). Un codage précis des poissons est effectué. Un numéro d'identification est donné à chaque individu, avec un repérage de la date et du lieu précis de capture (fleuve, affluent, lieu avec coordonnées GPS de la position du filet ou des pièges, ...).

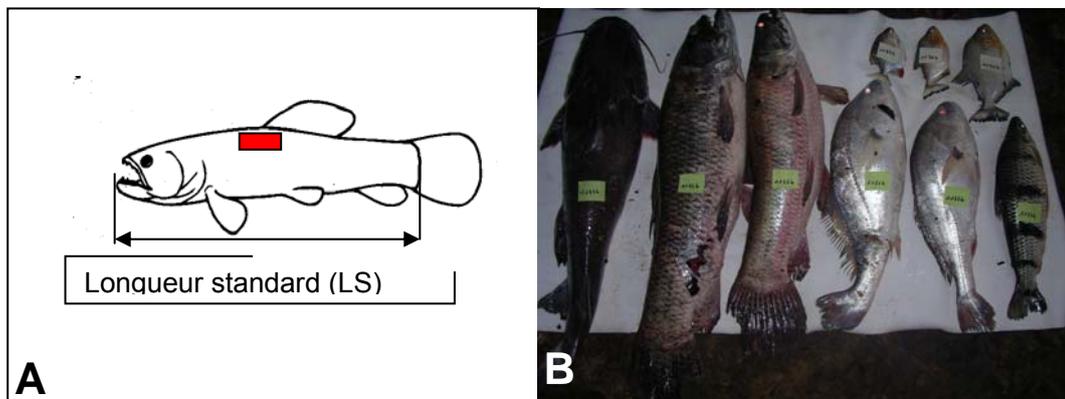


Illustration 11 : A: Protocole de mesure de taille d'un *Hoplias aimara* et localisation du prélèvement musculaire destiné aux dosages (rectangle rouge). B: Exemple de photographie prise après chaque pêche: chaque animal est identifié par un numéro.

Compte-tenu des conditions climatiques sur le terrain et des conditions d'échantillonnage (missions itinérantes dans des zones très isolées en Guyane), le problème de la conservation des échantillons biologiques et de la stabilité du niveau de concentration en mercure a été vérifié de façon très approfondie. Au cours du programme CNRS « Mercure en Guyane – Phase II », la stabilité des concentrations en mercure dans le muscle de poisson à partir de différents processus de conservation (congélation, formol, dessiccation...) a été testée sur 18 mois à différentes températures, allant de 4 à 40 °C, afin de mettre au point un protocole permettant

d'aboutir à la solution la plus simple et la plus efficace possible. La technique retenue est adaptée aux conditions de conservation du mercure dans les échantillons biologiques. Elle est basée sur l'utilisation d'une solution de formaldéhyde à 36 % suprapur (Prolabo, RPNormapur - sans trace significative de métaux lourds), diluée à 4 % à partir de l'eau de la rivière. Des échantillons « blancs d'analyse = formaldéhyde + eau de la rivière » sont prélevés pour chaque site et analysés en même temps que les échantillons de muscle de poisson. Les échantillons de muscle (5 à 10 g, poids frais/poisson) ont été stockés dans des flacons en polyéthylène de 10 ou 30 mL de contenance, remplis avec cette solution de conservation.

3.5.5. Méthode d'analyse

Le mercure total est déterminé dans les matrices biologiques par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) sans flamme (AMA 254 – CAS France). Une aliquote d'échantillon de muscle correspondant à chaque poisson est déposée dans une nacelle, pesée puis déshydratée à 45 °C pendant 48 heures. Par l'intermédiaire d'un passeur automatique, les nacelles sont introduites dans l'appareil où l'échantillon est successivement séché à 120 °C et pyrolysé à 750 °C sous un flux continu d'oxygène. La totalité du mercure présent dans l'échantillon est ainsi transformée en Hg⁰ gazeux. Le flux d'oxygène véhicule ce dernier jusqu'à un piège à particules d'or, amalgamant le métal. Le piège est ensuite chauffé en quelques secondes à 800 °C afin de libérer spontanément le Hg⁰. Le métal parcourt alors l'une des deux cellules de lecture correspondant chacune à une gamme de concentrations. L'appareil est étalonné en usine et un logiciel permet de choisir l'une ou l'autre des 2 gammes et exprime directement le résultat en concentration.

Au cours des analyses, des échantillons biologiques certifiés sont utilisés pour valider la méthode (TORT-2, hépatopancréas de homard; DORM-2, muscle de requin et DOLT-2, foie de requin, en provenance du Conseil National de Recherches du Canada - CNRC, Ottawa, Canada). Les valeurs certifiées et mesurées des concentrations en mercure total sont indiquées dans le tableau 1 (*TORT-2, hépatopancréas de homard ; DORM-2, muscle de requin et DOLT-2, foie de requin en provenance Conseil National de Recherches Canada - CNRC, Ottawa, Canada. Valeurs moyennes ± ET (N=5)*), les échantillons certifiés sont sous forme de poudre et sont donc exprimés en poids sec (ps).

| | | TORT-2 | DORM-2 | DOLT-2 |
|---|-------------------------|---------------|---------------|---------------|
| Hg total (mg kg⁻¹ ps) | Valeur certifiée | 0,27 ± 0,06 | 4,64 ± 0,26 | 2,14 ± 0,28 |
| | Valeur mesurée | 0,27 ± 0,04 | 4,78 ± 0,33 | 2,08 ± 0,12 |

Tableau 1 : Comparaison des concentrations certifiées et mesurées en mercure total dans les échantillons biologiques certifiés.

La limite de détection du mercure total sur l'AMA 254 est de 0,1 ng (10^{-9} g). La précision de la méthode est donnée par l'erreur standard calculée à partir de la répétition de cinq échantillons de muscle de poisson ; elle est de 5 %.

Les résultats des concentrations en mercure total dans les muscles de poissons seront exprimés en mg kg^{-1} poids frais (pf) afin de faciliter la comparaison des niveaux de contamination en mercure dans les poissons avec les recommandations OMS en vigueur.

Des essais préalables ont été réalisés pour tester l'homogénéité du mercure dans toute la masse musculaire d'un poisson. La totalité de la chair d'un poisson piscivore a été échantillonnée et dosée. Une très faible variabilité des résultats, liée davantage à la technique d'analyse du mercure qu'à la variabilité intra-musculaire du poisson, a été observée : $50 \pm 3 \mu\text{g kg}^{-1}$ pf, $N = 20$ - CV = 6 %.

3.5.6. Traitement statistique

Les différences ou effets significatifs ont été testés statistiquement au risque d'erreur $\alpha 5\%$. Tous les résultats de statistiques descriptives sont donnés sous la forme « moyenne \pm erreur type » ou l'erreur type correspond à l'écart type de la moyenne. Afin de pouvoir décrire globalement le caractère multidimensionnel des données collectées lors des diverses missions, différentes analyses factorielles ont été utilisées, suivant le type de variables (logiciel SPAD, version 6, 2005). La variable quantitative « concentration en mercure dans le muscle ou dans les sédiments » a été discrétisée en classes. Une analyse factorielle des correspondances multiples, notée ACM, sur cette nouvelle variable discrétisée, les sites de pêche, les fleuves, les espèces de poissons et leurs régimes alimentaires a été effectuée. L'ACM fournit des représentations factorielles des individus et des modalités sur les mêmes couples d'axes. Un individu se positionnera (à une dilatation près du nuage) au barycentre des modalités qu'il possède et une modalité se trouvera de même, à la même dilatation près du nuage, au barycentre des individus qui la possèdent. Les coordonnées des individus sur un axe donné forment alors une nouvelle variable quantitative, qui est le facteur associé à l'axe. Ce type d'analyse permet de visualiser clairement l'information contenue dans l'ensemble des données sous forme d'un graphique synthétique et de faire apparaître les relations et inter relations existantes entre les variables étudiées.

Afin de déterminer si l'effet significatif des différents facteurs pris en compte existe sur la concentration en mercure dans les échantillons biologiques analysés, une analyse de variance paramétrique a été effectuée, après vérification des hypothèses d'homogénéité de la variance et de normalité de la distribution des résidus par des tests *ad-hoc* (test d'homogénéité de Levene et test d'adéquation de Kolmogorov-Smirnov). Lorsque les hypothèses ne sont pas vérifiées, une analyse de la variance non paramétrique de type Kruskal-Wallis ou Friedman a été conduite. Lorsque la statistique de test (Statistique de Fisher-Snedecor) conduit à rejeter l'hypothèse de non effet du facteur, seules ont été identifiées précisément les moyennes qui diffèrent de façon significatives par le test de la différence significative minimale ou le test U de Mann-Whitney en non paramétrique qui est l'alternative non paramétrique la plus puissante pour comparer 2 moyennes.

Tous ces calculs ont été effectués avec les logiciels *STATISTICA* (version 6.1, 2005) et R.

3.6. MISE EN ŒUVRE DES MISSIONS DE TERRAIN ET NOMBRE D'ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS

Le matériel (flacons, tamis et filets de pêche) a été réceptionné en Guyane courant septembre 2005. Une première mission « test » a été organisée sur l'aval du bassin versant de la Comté le 21/09/2005 puis sur le reste du bassin Comté - Orapu du 27/09/2005 au 02/10/2005.

Ce test a permis de valider le matériel, le protocole d'échantillonnage, d'appréhender les difficultés à venir et de préparer la consultation avec les prestataires aptes à répondre aux besoins spécifiques des missions.

3.6.1. Moyens humains et matériels mis en œuvre

Globalement, tous les prestataires (Tableau 2) ont rempli leurs obligations, même si les prestations fournies ont été de qualité très inégale et s'il a fallu parfois user d'autorité pour conserver la maîtrise de l'échantillonnage propre à ce projet.

| Secteur | Durée (jours) | Prestataire retenu |
|---------|---------------|---|
| OYA 1 | 3 | Léal Vadius (S ^t Georges) |
| OYA 2 | 5 | Léal Vadius (S ^t Georges) |
| COM1 | 7 | Quimbé Kio (Cacao) |
| MAR1 | 4 | Maroni Transport (S ^t Laurent) |
| APP1 | 9 | Transport Amazonie (Régina) |
| MAR2 | 11 | Pom'Cajou (Grand Santi) |
| MAR3 | 11 | Pom'Cajou (Maripasoula) |
| OYA3 | 10 | René transport (Camopi) |
| MAR4 | 10 | Association Yépé (Antécumpata) |
| MAN2 | 5 | Pernot (Placer de S ^t Léon) |
| APP2 | 12 | Transport Amazonie (Régina) |
| MAN1 | 12 | Grands placers (Cayenne) |

Tableau 2 : Liste des prestataires retenus pour chaque secteur.

Les prestataires ont mis à disposition des pirogues (bois ou alu) dont les longueurs sont comprises entre 7 et 12 m avec une motorisation allant de 15 cv (Maroni) à 65 cv. Une pirogue complémentaire a été fournie sur les missions APP1 et 2 ; MAR2 et 3 et MAN1 (Ill. 12).

Malgré un cahier des charges bien précis, seulement quelques prestataires se sont équipés de moteurs de secours et de tronçonneuses. A défaut de ces équipements, certaines missions (MAR3, MAR2 ET OYA2) ont pris du retard ou ont été limitées.

L'organisation du campement et du ravitaillement étaient sous la responsabilité des prestataires, à l'exception de la mission MAR4.

En moyens humains, les prestataires devaient fournir un ou deux motoristes, du personnel connaissant particulièrement la région et un spécialiste de la pêche. Les équipes ont varié de deux à quatre personnes.



Illustration 12 : Matériel mis en œuvre sur APP1 et sur MAR2.

Le matériel de prélèvement embarqué sur chaque pirogue consistait en :

- 2 tamis de 500 μ m avec leur réceptacle et 1 tamis à mailles centimétriques pour séparer feuilles et résidus grossiers ;
- spatules en caoutchouc pour presser la vase ;
- des flacons en PVC de 250 ml et de 500 ml avec obturateur et cape à vis ;
- casiers plastiques et touques étanches pour le conditionnement des échantillons ;

- une tarière de type « « Vrijwit » permettant un prélèvement de vase sous une tranche d'eau importante (1 à 2 m) ;
- sacs plastiques de 18 X 25 cm et agrafeuse ;
- planche de contre plaqué plastifiée et tréteaux (pour tamisage des échantillons).

Le matériel de pêche et d'échantillonnage des poissons était préparé par le GEMA et le BRGM soit au minimum pour chaque mission :

- quatre trémails de 20 m de long et 1,6 m de hauteur en maille de 35 mm et aumailles de 150 mm ;
- quatre trémails de 15 m de long et 1,60 m de hauteur en maille de 35 mm et aumailles de 150 mm ;
- une vingtaine d'hameçons montés sur câble pour aymaras ;
- une grosse touque de matériel de prélèvement et conditionnement des échantillons ;
- une glacière de 120 litres pour la conservation du poisson pêché.

Pour la localisation et la sécurité de la mission, chaque équipe a été dotée de la carte prévisionnelle des prélèvements envisagés, des cartes au 1/50 000^{ème} du secteur concerné, de deux GPS « Magellan », d'un appareil photo numérique, d'un téléphone satellite et d'une trousse de secours « chantier ».

Les sédiments déposés lors des crues ou au niveau haut des criques sont lessivés facilement par les pluies et sont inexistant. Il a donc fallu se trouver à un niveau bas de l'eau pour espérer trouver les meilleurs sites de sédiments.

Si les périodes les plus propices ont été les transitions entre période sèche et début des pluies, il a fallu s'adapter à chaque cas. Ainsi sur MAR2 et MAR3 une crue soudaine du fleuve Maroni a retardé la mission de trois semaines.

Pour tenir le calendrier prévu, il a fallu mener plusieurs missions conjointement pour profiter des périodes favorables sur le plan météorologique.

3.6.2. Dates et éléments des missions de terrain

Les douze secteurs envisagés (Ill. 2) dans le programme initial ont été couverts de septembre à décembre 2005, puis de février à mars 2006 et enfin d'août à novembre 2006, par les équipes composées notamment du personnel BRGM de Guyane, du personnel du GEMA d'Arcachon et des piroguiers, sous-traitant locaux qui ont aidé aux prélèvements. Le GEMA a participé à toutes les missions de prélèvement sur le terrain, sauf pour deux d'entre elles, Oyapock 3 et Maroni 4, au cours desquelles les poissons ont cependant été pêchés, échantillonnés puis envoyés par l'équipe BRGM, au GEMA qui les a traités.

Le nombre d'échantillons prélevés au cours de ces missions, tant pour les sédiments que pour les poissons est présenté dans les tableaux 3 à 7.

| Secteur | Date des missions | Missions | Numéro des échantillons de sédiments | Nombre d'éch. de sédiments | Nombre d'éch. par fleuve |
|--------------|------------------------|-------------|--------------------------------------|----------------------------|--------------------------|
| Approuague 1 | du 06/12 au 15/12/2005 | APP1 | 310 à 475 | 166 | 255 |
| Approuague 2 | du 17/10 au 28/10/2006 | APP2 | 1060 à 1148 | 89 | |
| Comté 1 | du 26/09 au 01/10/2005 | COM1 | 1 à 105 | 105 | 105 |
| Mana 1 | du 15/11 au 26/11/2006 | MAN1 | 1150 à 1318 | 169 | 212 |
| Mana 2 | du 05/09 au 10/09/2006 | MAN2 | 1010 à 1052 | 43 | |
| Maroni 1 | du 14/11 au 18/11/2005 | MAR1 | 110 à 163 | 54 | 385 |
| Maroni 2 | du 07/03 au 19/03/2006 | MAR2 | 480 à 613 | 134 | |
| Maroni 3 | du 07/03 au 19/03/2006 | MAR3 | 650 à 766 | 117 | |
| Maroni 4 | du 19/09 au 01/10/2006 | MAR4 | 930 à 1009 | 80 | |
| Oyapock 1 | du 28/11 au 02/12/2005 | OYA1 | 250 à 304 | 55 | 254 |
| Oyapock 2 | du 21/11 au 26/11/2005 | OYA2 | 180 à 245 | 66 | |
| Oyapock 3 | du 29/08 au 07/09/2006 | OYA3 | 780 à 912 | 133 | |
| Total | | | | 1211 | 1211 |

Tableau 3 : Dates des missions et nombre d'échantillons de sédiments prélevés.

Au cours des douze missions réalisées, 1211 échantillons de sédiments fins vaseux ont été prélevés et 974 poissons ont été pêchés, appartenant à 52 espèces différentes (tableau 4).

| Zones | Date des missions | Missions | Nombre de poissons par mission | Nombre de poisson par fleuve | Nombre d'espèces prélevé par fleuve | fleuve |
|--------------|-----------------------------|----------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------------|------------|
| Approuague 1 | Du 06/12/2005 au 15/12/2005 | APP1 | 136 | 230 | 26 | Approuague |
| Approuague 2 | Du 17/10/2006 au 28/10/2006 | APP2 | 94 | | | |
| Comté 1 | Du 26/09/2005 au 01/10/2005 | COM1 | 25 | 25 | 8 | Comté |
| Mana 1 | Du 15/11/2006 au 26/11/2006 | MAN1 | 188 | 265 | 25 | Mana |
| Mana 2 | Du 05/09/2006 au 10/09/2006 | MAN2 | 77 | | | |
| Maroni 1 | Du 14/11/2005 au 18/11/2005 | MAR1 | 42 | 349 | 34 | Maroni |
| Maroni 2 | Du 07/03/2006 au 19/03/2006 | MAR2 | 135 | | | |
| Maroni 3 | Du 07/03/2006 au 19/03/2006 | MAR3 | 103 | | | |
| Maroni 4 | Du 19/09/2006 au 01/10/2006 | MAR4 | 69 | | | |
| Oyapock 1 | Du 28/11/2005 au 02/12/2005 | OYA1 | 36 | 105 | 23 | Oyapok |
| Oyapock 2 | Du 21/11/2005 au 26/11/2005 | OYA2 | 20 | | | |
| Oyapock 3 | Du 29/08/2006 au 07/09/2006 | OYA3 | 49 | | | |
| Total | | | 974 | 974 | 52 | |

Tableau 4 : Nombre de poissons et d'espèces pêchés par missions et par fleuve.

Le nombre de poissons prélevés par fleuve est corrélé au nombre de missions effectuées et à la longueur du fleuve.

Le tableau 5 représente la répartition des poissons au niveau des principaux fleuves en fonction de leur régime alimentaire. L'échantillonnage est représentatif des processus de bioamplification du mercure au sein de la chaîne trophique 51 % des poissons pêchés étant des piscivores. Les autres poissons sont répartis dans les autres régimes alimentaires : carnivores, herbivores, périphytophages, omnivores et détritivores.

| fleuve | carnivores | détritivores | herbivores | omnivores | périphytophages | piscivores | Total par fleuve |
|-------------------------------------|------------|--------------|------------|------------|-----------------|------------|------------------|
| Maroni | 34 | 15 | 30 | 62 | 9 | 199 | 349 |
| Mana | 21 | 7 | 46 | 67 | 1 | 123 | 265 |
| Comté | 5 | 6 | 6 | 0 | 0 | 8 | 25 |
| Approuague | 26 | 9 | 67 | 17 | 0 | 111 | 230 |
| Oyapock | 14 | 3 | 16 | 17 | 1 | 54 | 105 |
| Total par régime alimentaire | 100 | 40 | 165 | 163 | 11 | 495 | 974 |

Tableau 5 : Nombre de poissons collectés par régime alimentaire et par fleuve.

Le tableau 6 représente toutes les espèces de poissons prélevées au cours du programme BRGM, classées en fonction du régime alimentaire. Selon l'espèce collectée, le nombre de poissons est très variable ; 30 espèces sur les 56 collectées ont un effectif supérieur à 5 individus (Tableau 6).

| régime | ordre | famille | nom latin | N |
|-----------------|-----------------|-----------------------------------|---------------------------------------|-----|
| carnivores | Perciformes | Sciaenidae | <i>Pachypops fourcroi</i> | 1 |
| | Elopiformes | Megalopidae | <i>Tarpon atlanticus</i> | 3 |
| | Siluriformes | Ariidae | <i>Arius couma</i> | 6 |
| | Gymnotiformes | Rhampichthyidae | <i>Rhampichthys rostratus</i> | 8 |
| | Rajiformes | Dasytidae | <i>Potamotrygon hystrix</i> | 24 |
| | Perciformes | Sciaenidae | <i>Plagioscion squamosissimus</i> | 27 |
| | Characiformes | Serrasalminae | <i>Serrasalmus humeralis</i> | 28 |
| détritivores | Siluriformes | Auchenipteridae | <i>Pseudauchenipterus nodosus</i> | 3 |
| | Characiformes | Curimatidae | <i>Cyphocharax</i> | 1 |
| | | | <i>Semaprochilodus varii</i> | 8 |
| | | | <i>Curimata cyprinoides</i> | 13 |
| | | | <i>Prochilodus reticulata</i> | 14 |
| herbivores | Characiformes | Serrasalminae | lotte | 1 |
| | | | <i>Acnodon oligacanthus</i> | 1 |
| | | | <i>Myleus rhomboidalis</i> | 50 |
| | | | <i>Myleus ternetzi</i> | 54 |
| | | | <i>Myleus rubripinnis</i> | 60 |
| périphytophages | Siluriformes | Loricariidae | <i>Hypostomus cf. ventromaculatus</i> | 1 |
| | | | <i>Pseudoancistrus barbatus</i> | 10 |
| omnivores | Characiformes | Anostomidae | <i>Leporinus fasciatus</i> | 1 |
| | | | <i>Leporinus melanostictus</i> | 2 |
| | | | <i>Leporinus maculatus</i> | 5 |
| | | | <i>Leporinus friderici</i> | 52 |
| | Characiformes | Characidae | <i>Triportheus rotundatus</i> | 5 |
| | | | <i>Brycon falcatus</i> | 9 |
| | Characiformes | Hemiodidae | <i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i> | 1 |
| | | | <i>Hemiodus unimaculatus</i> | 4 |
| | Gymnotiformes | Sternopygidae | <i>Hemiodopsis huraulti</i> | 15 |
| | | | <i>Sternopygus macrurus</i> | 1 |
| | Perciformes | Cichlidae | <i>Geophagus surinamensis</i> | 1 |
| | | | <i>Geophagus camopiensis</i> | 2 |
| Siluriformes | Auchenipteridae | <i>Geophagus harreri</i> | 8 | |
| | | <i>Parauchenipterus galeatus</i> | 9 | |
| Siluriformes | Doradidae | <i>Doras carinatus</i> | 9 | |
| | | <i>Platydoras costatus</i> | 39 | |
| piscivores | Characiformes | Characidae | <i>Acestrorhynchus guianensis</i> | 1 |
| | | | <i>Galeocharax aff. Gulo</i> | 1 |
| | | | <i>Charax pauciradiatus</i> | 3 |
| | | | <i>Cynopotamus essequeibensis</i> | 14 |
| | | | <i>Cynodon meionactis</i> | 15 |
| | | | <i>Boulengerella lucia</i> | 7 |
| | Characiformes | Erythrinidae | <i>Hoplias malabaricus</i> | 13 |
| | | | <i>Hoplias aimara</i> | 228 |
| | Perciformes | Serrasalminae | <i>Serrasalmus rhombeus</i> | 61 |
| | | | <i>Cichla ocellaris</i> | 2 |
| | Perciformes | Ageneiosidae | <i>Ageneiosus brevifilis</i> | 119 |
| | | | <i>Brachyplatystoma filamentosum</i> | 1 |
| Siluriformes | Pimelodidae | <i>Brachyplatystoma flavicans</i> | 1 | |
| | | <i>Pimodella magalops</i> | 1 | |
| | | <i>Pimelodus ornatus</i> | 3 | |
| | | <i>Hemisorubim platyrhynchos</i> | 5 | |
| | | <i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> | 20 | |

Tableau 6 : Tableau récapitulatif des espèces de poissons collectées au cours du programme BRGM.

Le tableau 7 représente l'ensemble des poissons de la famille des Erythrinidae collectés au cours des programmes CNRS et BRGM. Les deux programmes sont complémentaires car les zones étudiées sont différentes d'un programme à l'autre et ont permis ainsi d'échantillonner des aymaras sur l'ensemble du territoire de la Guyane.

| | Maroni | Mana | Sinnamary | Comté | Approuague | Oyapock | total |
|--------------|------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|------------|
| CNRS | 118 | 20 | 178 | 83 | 17 | 64 | 480 |
| BRGM | 112 | 57 | | 5 | 46 | 21 | 241 |
| total | 230 | 77 | 178 | 88 | 63 | 85 | 721 |

Tableau 7 : Tableau récapitulatif des Erythrinidae collectés au cours des programmes CNRS et BRGM.

3.6.3. Les trajets et l'avancement des campagnes d'échantillonnage

Les trajets

Environ 2 180 km de criques et fleuves principaux ont été parcourus sur l'ensemble des douze missions. A ce chiffre doivent être rajoutées les distances de pénétration (à pied ou en canot) des petites criques difficilement évaluables.

Avec les mises en place incontournables sur les missions en amont des fleuves, les déplacements totaux en canot ont représenté 5 452 km.

Les difficultés d'avancement

Il n'a pas été possible de naviguer plus de 80 km par jour de travail de prélèvement. Certains jours la progression n'a été que de dix à quinze kilomètres.

Les facteurs limitant ont été :

Les contournements ou le passage des sauts (III. 13a et b), l'encombrement des criques (III. 14a) et le niveau bas des eaux (III 14b).



Illustration 13 : (a) contournement des sauts (APP2, St Canori) et (b) le passage des sauts (MAR2, crique Petit Abounamy).



Illustration 14 : (a) encombrement des criques (MAN2, crique Sophie) et (b) le niveau bas des eaux (Oya2).

Il n'a pas été possible d'accéder en amont des zones orpaillées, celles-ci se trouvant dans la plupart des cas en tête des petites criques non accessibles en canot. Quand, le passage était possible, la navigation a parfois été freinée par la turbidité importante des eaux (Ill. 15a) ou stoppée par des obstacles placés volontairement par les orpailleurs clandestins (Ill. 15b).

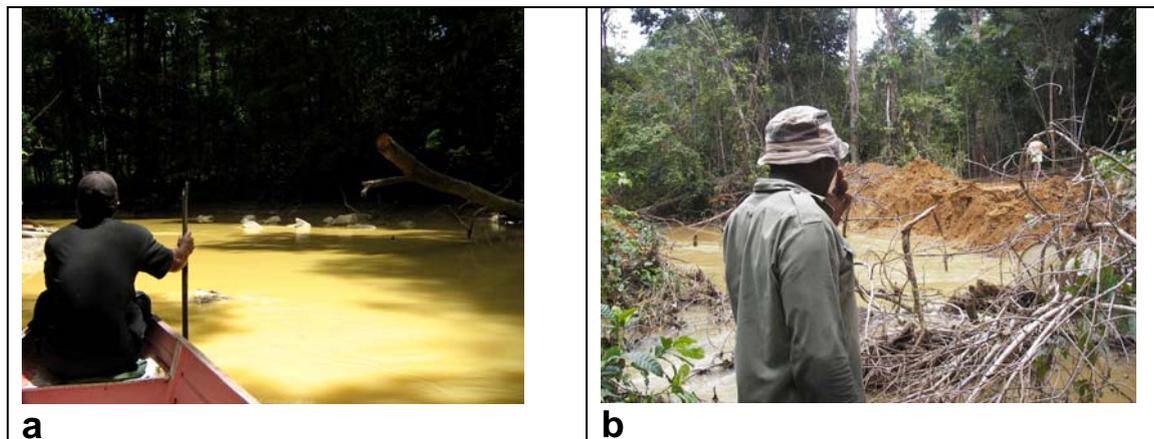


Illustration 15 : (a) turbidité de l'eau (APP2, crique Couata) et (b) les obstacles échaffaudés par les clandestins (MAR3, crique Petit Inini).

Les incidents de parcours

• La navigation

Sur près de 6 000 km de navigation et le passage d'une centaine de sauts, seule la mission MAR2 a connu un chavirage sur la crique Beïman. Une vingtaine d'échantillons ont été perdus mais intégralement re-prélevés. Le matériel de prélèvement a pu être récupéré.

Les missions MAR2, MAR3, COM1 ont connu des pannes et casses de moteurs.

• L'orpillage clandestin

Les rencontres avec les clandestins lors des missions ont été dans l'ensemble sans problèmes (Ill. 16). Quelques incidents sont survenus sur les missions MAR2 et MAN1.

Dans la mesure du possible, les contacts ont été limités avec les personnes rencontrées sur les sites.



Illustration 16 : Rencontres de clandestins sur la Sikini.

• La pêche

A l'exception des journées consacrées à la mise en place des missions, les filets et (ou) hameçons ont été placés à chaque bivouac. 110 sites différents de pêche ont été répertoriés dont 73 dans des eaux troubles à turbides, turbides, voire très turbides.

L'arrivée au bivouac vers 16 h ou 17 h a permis à l'équipage de poser les filets dans des endroits propices (Ill. 17). Le métier et l'expérience des piroguiers ont été essentiels pour le résultat de la pêche. Cependant, cette prestation n'a pas été d'égale qualité durant toutes les missions.

Il a fallu disposer de 8 à 11 filets et d'une vingtaine de trappes pour que la pêche soit satisfaisante et qu'il soit attrapé au moins un aymara par jour.

Le temps de pose et de récupération des filets a été important pouvant atteindre 4 voir 5 heures par jour. La réussite de la pêche a donc fortement été dépendante de la disponibilité de l'équipage qui devait, par ailleurs, assurer la navigation, les repas et le bivouac soit huit heures en moyenne.



Illustration 17 : (a) aymara pris au filet (Oya3) et (b) Aymara pris à la trappe (Mar1).

L'identification des poissons (Ill. 18a) a demandé un temps non négligeable (une à deux heures). Le temps a nettement augmenté du fait de la collecte systématique de toutes les espèces capturées.

Il n'a pas fallu non plus négliger le temps pour nettoyer les filets (Ill. 18b) qui a augmenté avec leur nombre (11 au lieu de 4).

La disponibilité d'une seconde petite pirogue financé par le CNRS, a permis toutefois de libérer une équipe pour aller prélever les sédiments, sans attendre la collecte des poissons et permettait d'atteindre des zones inaccessibles à partir de la grande pirogue.

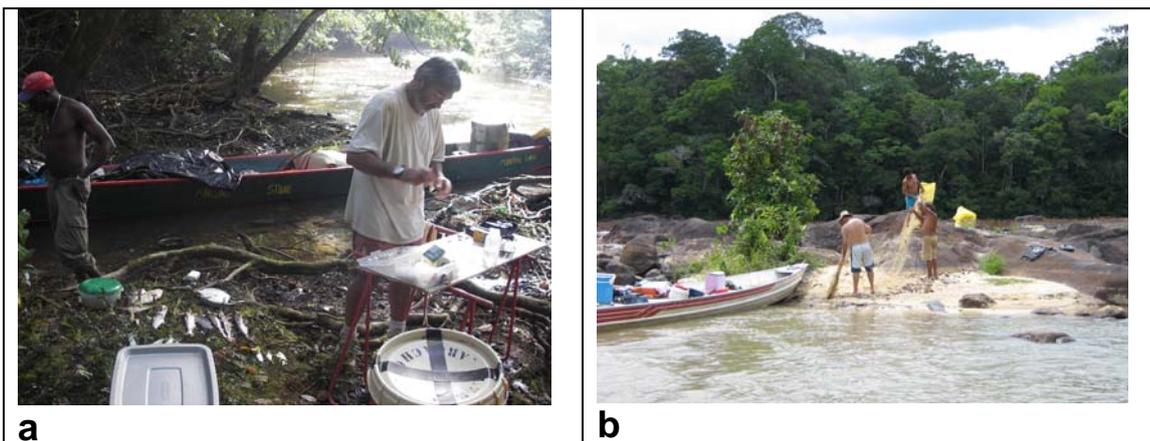


Illustration 18 : (a) identification des poissons (OYA2) et (b) nettoyage des filets (APP2).

3.6.4. La collecte des sédiments

Quelques chiffres

Sur 1303 échantillons prévus, 1211 ont été prélevés :

- 401 échantillons ont été prélevés sur les 11 grands collecteurs identifiés ;
- 327 sur 22 petits collecteurs (dont 8 orpaillés) ;
- 241 sur 171 criques orpaillées ou l'ayant été ;
- et 242 sur 197 criques non orpaillées.

387 échantillons ont été prélevés dans des eaux très troubles, turbides ou très turbides soit environ $\frac{1}{4}$ de la collecte totale.

33 échantillons ont été prélevés dans des zones soumises à la sédimentation marine :

- 4 sur l'Oyapock ;
- 3 sur la Comté-Orapu ;
- 2 sur l'Approuague ;
- 15 sur l'Arouani ;
- 5 sur des criques de l'Arouani dont 1 sur la crique Elionore orpaillée ;
- 3 sur la Kourouaï.

Méthodologie de la recherche de sédiments

La recherche des sédiments, en règle générale, ne s'est pas passée facilement. Les recherches des affleurements vaseux selon une démarche sélective classique (courant faible, méandres intérieurs, plantes moucous-moucous) s'est avérée inefficace dans une bonne partie des cas.

La priorité a été donnée à la recherche, en respectant le mieux possible, la maille de prélèvement prévue et le type de vase qui semblait le plus correspondre à une boue fine, glissant entre les doigts caractérisant un dépôt de sédiments dans une zone calme, généralement plate (mais pas toujours) et à l'abri d'un obstacle naturel (mais pas toujours).

Selon les cas, les pièges à vase se sont donc avérés très différents : grands flats à l'extérieur des méandres, « plage » à l'abri d'un tronc ou roche (chenal régulier), sous une mince couche de sable (criques sableuses ; variabilité du niveau importante), dans la végétation riveraine ou dans des herbes basses (sautes), etc (Ill. 19).



Illustration 19 : (a) amas de feuilles et vase : Ech N° 1069 (APP2), (b) Plage de vase à l'abri de troncs : Ech N° 1096 (APP2), (c) Vase à l'abri d'une roche : Ech N° 1125 (AP2) et (d) Vase dans végétation d'herbes basses : Ech N° 968 (MAR4).

Les criques sableuses (Comté, Oyapock ...), les sauts et les criques turbulentes ont été des milieux très pauvres en sédiments. Tout sédiment qui, au toucher, laissait supposer une part importante de sable n'a pas été prélevé. Certains dépôts de sédiments, inaccessibles à marée haute ont été prélevés à la tarière de type « Vrijwit ».

Méthodologie de la collecte des sédiments

A chaque site de vase ainsi validé, un échantillon intact était conditionné dans un flacon de 500 ml un autre échantillon était tamisé à 500 μ m puis conditionné dans un flacon de 250 ml. Dans le même temps, ont été notés : les observations caractérisant le site, la nature du sédiment, la localisation sur la carte et des coordonnées GPS du lieu de prélèvement.

Parfois le traitement des échantillons a été différé jusqu'à l'arrivée au bivouac, en stockant provisoirement la quantité nécessaire de sédiment dans un sac plastique car il n'aurait pas eu assez de temps pour la navigation et diriger la mission. Le tamisage s'est fait sans apport d'eau en pressant le sédiment à l'aide d'une palette en plastique.

Chaque prélèvement a été numéroté de 0001 à 1318 et de façon unique afin qu'il n'y ait aucune répétition quelle que soit la zone couverte. Chaque flacon portait en sus le nom de la zone prospectée.

La participation du GEMA à la collecte des sédiments et au tamisage a fortement contribué à augmenter le nombre d'échantillons collectés par jour. Le traitement des échantillons à l'arrivée au bivouac a permis de libérer un temps non négligeable pour prendre des notes et assurer une navigation correcte.

3.6.5. Difficultés relatives aux missions de terrain, solutions appliquées et conséquences

Les difficultés ont porté sur divers aspects :

- recherche des prestataires piroguiers : peu nombreux, spécifiques pour chaque bassin, pas forcément disponibles en période favorable pour l'échantillonnage des cours d'eau (hors saison des pluies) → *d'où multiplication des négociations et augmentation des temps passés ;*
- aléas des conditions climatiques :
 - soit basses eaux rencontrées au cours de certaines missions au lieu des moyennes eaux espérées → *d'où augmentation des temps passés (sauts, branches, troncs, ...) et mise en place de deux missions en parallèle ;*
 - soit hautes eaux à certaines dates envisagées dans le planning initial qui, de ce fait, ont été retardées pour ne pas pénaliser l'échantillonnage des sédiments ;
- échantillonnage des sédiments : recherche « tâtonnante » des sites adéquats pour les « pièges à vases », ajustement à chaque point initialement prévu, plusieurs prises sur des lieux différents → *d'où augmentation des temps passés, réduction du temps disponible pour la pêche ;*
- échantillonnage des poissons : raréfaction des Aymaras du fait d'une surpêche et de la dégradation du biotope lié à l'orpaillage → *d'où mise en place d'une 2^{ème} pirogue au cours des missions, multiplication des moyens de pêche (matériel et temps), exploitation de toutes les espèces prélevées.*

Toutes les contraintes précisées précédemment ont généré une augmentation des temps passés à la préparation et à la réalisation des missions et par voie de conséquence, un accroissement des dépenses non initialement prévues.

Il faut souligner que le nombre d'échantillons prélevés et analysés, tant pour les sédiments que pour les poissons, dépasse ce qui avait été initialement envisagé. En effet, la logistique pour réaliser les missions de terrain s'étant avérée lourde et difficile à mettre en œuvre, la prise d'échantillons a été assurée au-delà du cahier des charges, afin de fournir le maximum de données pour la communauté scientifique.

4. Résultats des sédiments

4.1. PRESENTATION DES 1211 DONNEES BRUTES (sédiments < 500 µm)

Les teneurs en mercure mesurées sur les 1211 échantillons sont comprises entre 12 et 11 200 ng g⁻¹ (ng g⁻¹ est équivalent au ppb). Les teneurs extrêmes ont été mesurées dans des échantillons de l'Approuague. Il est difficile de comparer les teneurs moyennes car les écarts types sont très importants mais la médiane montre que les fleuves Comté et Oyapock ont une valeur inférieure à la médiane de l'ensemble des 1211 échantillons alors que les fleuves Mana, Maroni et Approuague ont une valeur supérieure (Tableau 8). La même répartition est observée au niveau du 3^{ème} quartile, par contre le maximum est plus important sur l'Oyapock que sur le Maroni.

Les teneurs minimales sont comprises entre 12 et 31 ng g⁻¹. Pour la Comté et l'Oyapock, ces teneurs ont été mesurées dans des échantillons collectés dans les zones de dépôts de vases marines. Ces vases ont bien une texture de type vase au sens stricte. Pour les autres fleuves, les teneurs minimales ont été mesurées dans des échantillons prélevés dans des zones plutoniques ou « légèrement » en aval de ces zones. Dans le cas du Maroni, les sédiments sont de type vase sableuse alors que pour la Mana et l'Approuague, les sédiments sont de type vase.

| | Comté | Oyapock | Mana | Maroni | Approuague | Total |
|---------------------------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Minimum | 31 | 22 | 24 | 18 | 12 | 12 |
| 1 ^{er} Quartile | 62 | 66 | 83 | 90 | 89 | 80 |
| Médiane | 91 | 100 | 122 | 129 | 129 | 117 |
| 3 ^{ème} Quartile | 120 | 136 | 173 | 180 | 168 | 161 |
| Maximum | 237 | 775 | 768 | 465 | 11200 | 11200 |
| Moyenne | 98 | 114 | 143 | 139 | 238 | 152 |
| Ecart type | 45 | 85 | 100 | 69 | 937 | 438 |
| Nbre d'éch. | 105 | 254 | 212 | 385 | 255 | 1211 |

Tableau 8 : Statistiques élémentaires des teneurs en mercure (ng g⁻¹) pour les 1211 échantillons prélevés sur l'ensemble de la Guyane.

Les 1211 données sont présentées sous la forme d'un histogramme avec 21 classes (III. 20), chaque classe à la même taille (un pas de 50 ng g⁻¹). Environ 94 % des échantillons sont répartis dans les 5 premières classes (0 à < 50 ng g⁻¹ : 8,3 % ; 50 à < 100 ng g⁻¹ : 28,7% ; 100 à < 150 ng g⁻¹ : 33,0% ; 150 à < 200 ng g⁻¹ : 16,3 % ; 200 à < 250 ng g⁻¹ : 7,4%) dont 70 % des échantillons ont une teneur en mercure inférieure à la teneur maximale du fond géochimique estimé (Laperche *et al.*, 2007). Seuls trois échantillons (0,25 % de l'ensemble des échantillons) ont une teneur en mercure supérieure à 1000 ng g⁻¹ (1000 ng g⁻¹ sont équivalents à 1 ppm).

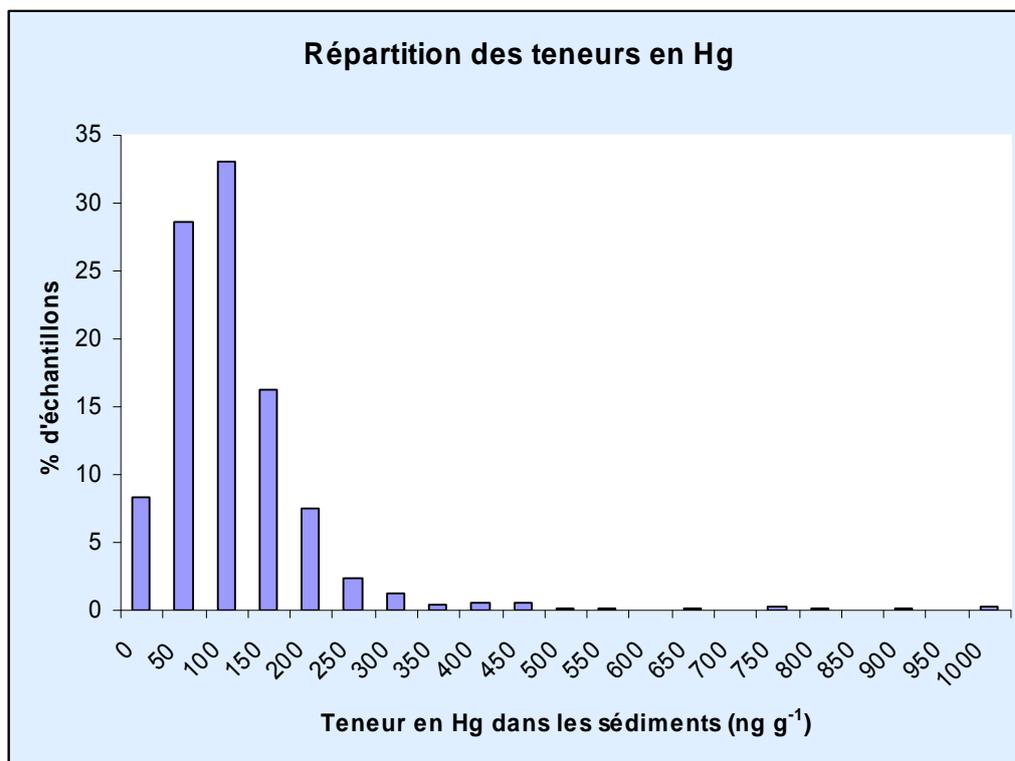


Illustration 20 : Répartition en % de l'ensemble des teneurs en Hg dans les sédiments < 500 µm sur l'ensemble de la Guyane.

4.2. ANALYSES DE CONTROLE

A partir des 1211 valeurs de mercure déterminées, 100 échantillons ont été envoyés à un laboratoire extérieur (ALS Chemex, Canada) pour des analyses de contrôle (les mêmes échantillons ont servi aux analyses granulométriques). La méthode utilisée par ALS Chemex est différente (Spectrométrie d'absorption atomique - vapeurs froides) de la méthode du laboratoire du BRGM (Spectrométrie d'absorption atomique – pyrolyse). Même si les méthodes analytiques sont différentes, les résultats sont bien corrélés avec un facteur de corrélation de 0,96 (Ill. 21). Malgré ce bon facteur de corrélation, l'examen des résultats semble montrer que la méthode AAS-CV par rapport à la méthode AAS-pyrolyse donne des teneurs en Hg supérieures de 10-15 % pour les sédiments dont les teneurs sont inférieures à 100 ng g⁻¹. Pour les fortes teneurs, cette sous estimation n'est pas observée (ex : les teneurs en Hg des échantillons APP449 et APP1089 déterminées par le laboratoire de contrôle sont respectivement de 1270 et 1400 ng g⁻¹ et de 1253 et 1407 ng g⁻¹ pour le laboratoire du BRGM).

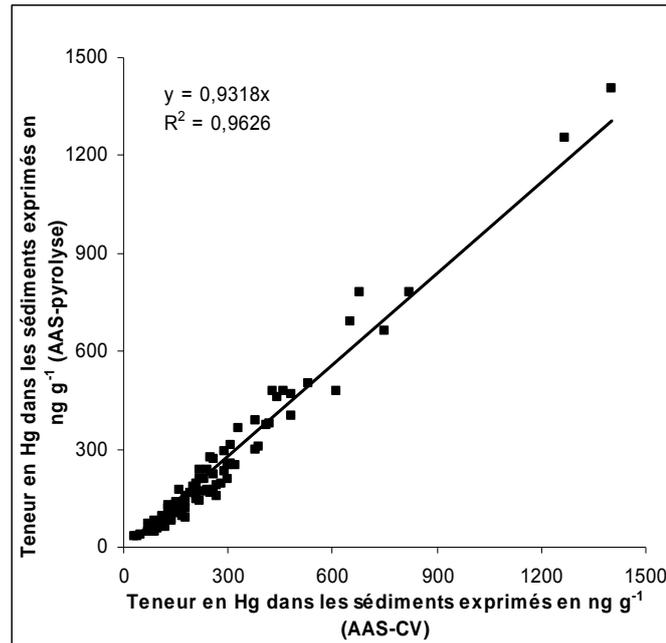


Illustration 21 : Corrélation entre les teneurs en mercure des sédiments obtenues par AAS-CV (ALS Chemex) et par AAS-pyrolyse (BRGM).

4.3. ANALYSES GRANULOMETRIQUES

4.3.1. Texture des sédiments

Les objectifs des granulochimies sont :

- d'étudier la distribution du Hg selon trois classes granulométriques (500-200 μm , 200-63 μm et < 63 μm) ;
- d'étudier l'adsorption préférentielle du Hg sur certaines phases organiques ou/et minérales ;
- et de vérifier la texture des sédiments collectés pour déterminer le type d'échantillons étudiés (vase au sens stricte, vase sableuse, sable vaseux ou sable).

A partir des résultats analytiques acquis sur les 1211 échantillons prélevés sur les cinq fleuves testés, 100 échantillons ont été sélectionnés après une réflexion menée sur les divers contextes de prélèvement (crique orpaillée ou non...) et sur leurs textures.

Les 100 échantillons de sédiments ont été sélectionnés suivant les critères suivants :

- la description faite lors de la collecte ;
- la teneur en Hg des échantillons ;
- le lieu de la collecte.

Les résultats des granulométries (annexe 2) montrent que :

- 32 % sont des vases ;
- 60 % sont des vases sableuses dont 52 % sont composées de plus de 50 % de lutites ;
- 7 % sont des sables vaseux ;
- 0 % sont des sables.

Dans un souci de représentativité la plus complète possible, des échantillons ont été prélevés dans toutes les zones couvrant l'ensemble de la Guyane sachant que certains fleuves et criques traversent des zones granitiques peu favorables à la formation de vases au sens strict (plus de 75% de lutites). Ainsi, 92 % des échantillons prélevés sont des vases au sens large et seulement 7 % sont des sables vaseux.

4.3.2. Répartition du Hg dans les fractions granulométriques et rôle de la matière organique

En plus des séparations granulométriques à 200 et 63 μm effectuées sur les 100 échantillons il a été possible de séparer la phase organique de la phase minérale dans 56 % des cas dans la fraction 63-200 μm et, dans 37 % des cas, dans la fraction > 200 μm . Pour des raisons de diamètre et de densité des particules, il n'est pas possible de séparer la phase organique de la phase minérale dans la fraction < 63 μm . Le mercure a été analysé dans toutes les fractions et sub-fractions ainsi obtenues.

Quel que soit le type de texture, c'est dans la fraction < 63 μm que les teneurs en Hg les plus fortes ont été mesurées par rapport aux fractions 63-200 μm et > 200 μm .

La fraction < 63 μm est la fraction la plus riche en mercure mais il n'a pas été possible de déterminer le rôle de la matière organique dans la rétention du mercure dans cette fraction par rapport à la phase minérale (argiles, oxydes...) puisque l'analyse du mercure a été faite sur la fraction totale. Par contre, dans les autres fractions, il a été possible de montrer le rôle important de la matière organique. En effet, les teneurs en mercure dans la phase organique sont en moyenne vingt fois plus élevées que dans la phase minérale quelle que soit la fraction. Les teneurs moyennes en mercure dans la phase minérale des fractions > 200 μm et 63-200 μm sont de 40 et 66 ng g^{-1} respectivement. A l'inverse, dans la fraction organique, elles sont de 805 et 1056 ng g^{-1} respectivement. Pour les mêmes échantillons, la teneur moyenne en mercure dans la fraction < 63 μm n'excède pas 300 ng g^{-1} .

Les vases :

Quelle que soit, la proportion de particules fines (de 75 à 100 %) dans les vases, les teneurs en mercure dans la fraction totale sont similaires aux teneurs dans la fraction < 63 μm (Ill. 22). Le fait qu'il n'y ait pas ou peu de différence entre un échantillon composé à 100 % de particules fines et un échantillon composé à 75 % de particules fines est vraisemblablement dû aux fortes teneurs en mercure de la phase organique.

Par exemple : l'échantillon APP1089 est composé d'environ 80 % de particules fines dont la teneur en mercure est 848 ng g^{-1} soit une teneur inférieure à l'échantillon total (1018 ng g^{-1}) ; cette différence est due aux 20 % de matière organique présents dans la fraction 63-200 μm dont la teneur en mercure est de 5720 ng g^{-1} .

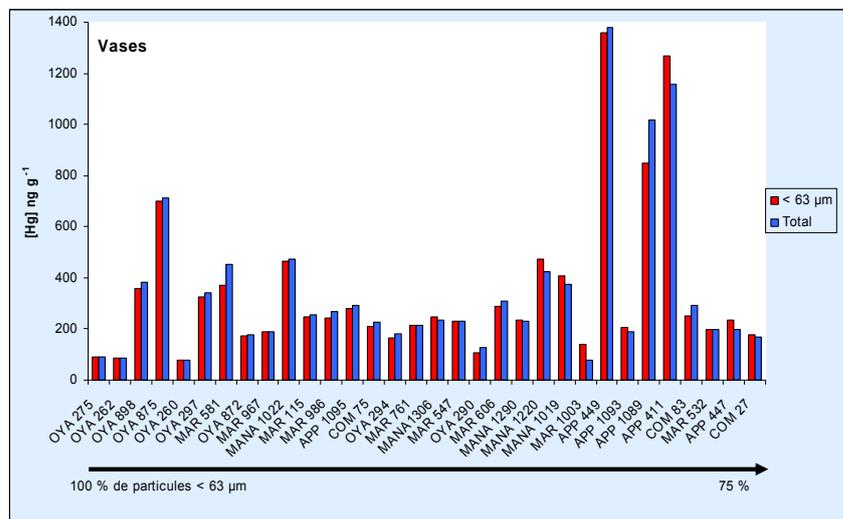


Illustration 22 : Comparaison des teneurs en Hg des vases dans la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) et dans l'échantillon total.

Les vases sableuses (plus de 50 % de particules fines) :

Les teneurs en mercure dans la fraction totale sont inférieures, mais du même ordre de grandeur, que les teneurs dans la fraction $< 63 \mu\text{m}$ (Ill. 23). Les différences observées ne sont que partiellement compensées malgré les fortes teneurs en mercure des phases organiques (exception faite de l'échantillon APP461) car la phase organique ne représente que 10 à 15 % des fractions $> 63 \mu\text{m}$.

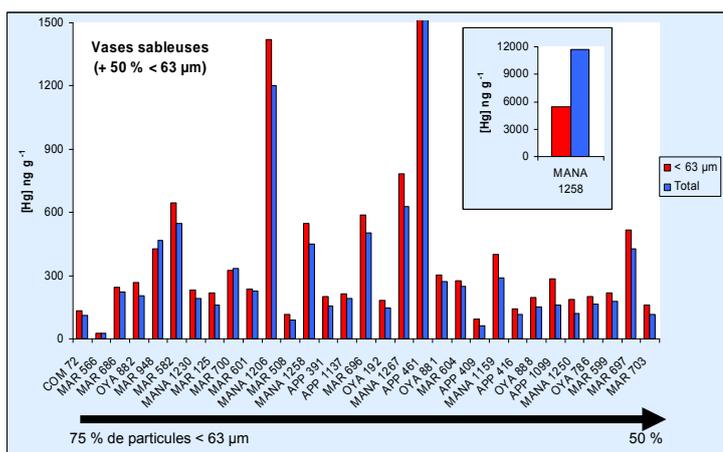


Illustration 23 : Comparaison des teneurs en Hg des vases sableuses (+ 50 % de particules fines) dans la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) et dans l'échantillon total.

Les vases sableuses (moins de 50 % de particules fines) :

Les différences observées ci-dessous sont encore plus importantes car le taux de sables fins est de plus en plus important (Ill. 24) et le taux de matière organique est inférieur à 10 % en moyenne.

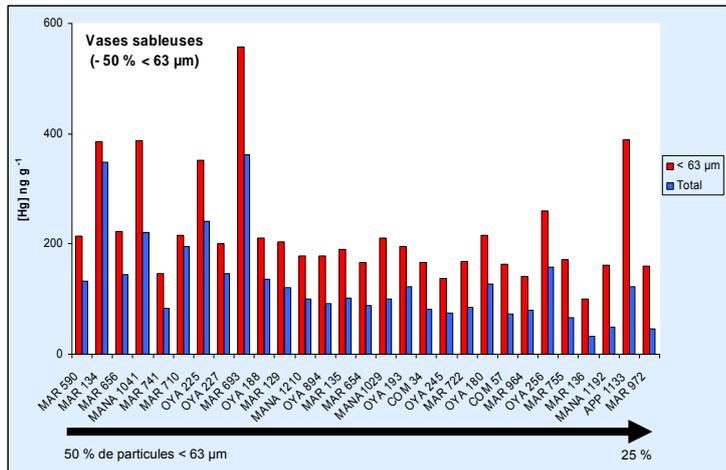


Illustration 24 : Comparaison des teneurs en Hg des vases sableuses (- 50 % de particules fines) dans la fraction fine (< 63 µm) et dans l'échantillon total.

Les sables vaseux :

La forte proportion de sable par rapport aux particules fines induit une forte dilution des teneurs en mercure dans l'échantillon total qui ne peut être compensée par la faible présence de matière organique dont le taux est inférieur à 5 % de la masse totale de l'échantillon. La teneur en mercure des échantillons totaux est inférieure à 60 ng g⁻¹ alors que la teneur dans la fraction < 63 µm est en moyenne de 176 ng g⁻¹ (Ill. 25).

Sur l'ensemble des 1211 sédiments, 141 ont des teneurs en mercure inférieures à 60 ng g⁻¹ ; 33 sont des sédiments de type vases marines, un peu plus d'une trentaine est de type vases sableuses avec moins de 50 % de particules (Ill. 24) et environ 70 sédiments sont des sables vaseux. Ces sédiments ont été collectés pour la plupart dans des zones granitiques (peu favorable à la présence de vases) ou dans des cours d'eau à plus fort débit (peu favorable au dépôt des vases).

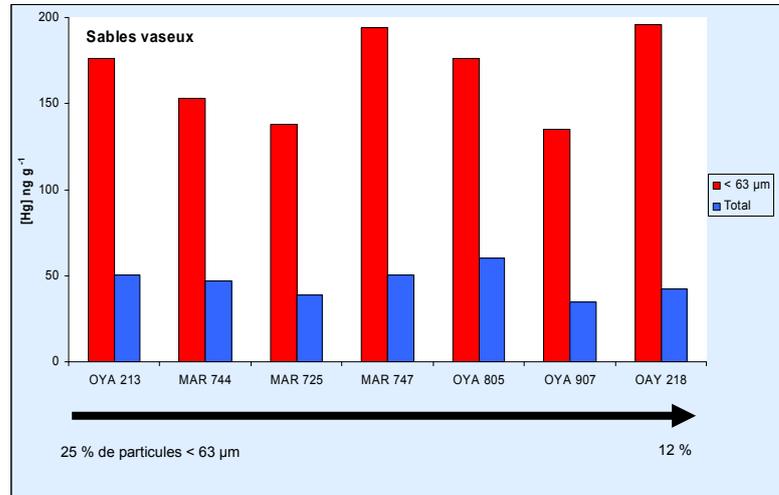


Illustration 25 : Comparaison des teneurs en Hg des sables vaseux dans la fraction fine (< 63 μm) et dans l'échantillon total.

4.4. ESTIMATION DU FOND GEOCHIMIQUE EN HG DANS LES SEDIMENTS

4.4.1. Sur l'ensemble de la Guyane

A partir de 80 échantillons de sédiments de type vase (au sens large) collectés en amont du Maroni (Litani) et sur le haut Oyapock, le fond géochimique en Hg a été estimé à $100 \pm 50 \text{ ng g}^{-1}$ (Laperche *et al.*, 2007). Si l'ensemble des données historiques, de l'inventaire minier et des données actuelles (DRIRE, ONF...) permet de dire que la zone du haut Oyapock n'a pas été orpaillée, il n'en est peut être pas de même pour la Litani car il y a trop d'incertitudes du côté du Surinam (en particulier au niveau de la crique Oulémali qui est orpaillée). Celui-ci a donc été estimé à partir des teneurs mesurées sur 51 échantillons collectés sur le haut Oyapock en amont de la crique Yaloupi (au sud du village d'Oscar). Ainsi, la teneur moyenne en Hg des sédiments (majoritairement de type vase) est de $100 \pm 30 \text{ ng g}^{-1}$. D'après la description faite sur le terrain, 6 des 51 échantillons sont des vases sableuses, la moyenne calculée sur les 46 échantillons de vases est de $101 \pm 29 \text{ ng g}^{-1}$, il semble donc que des teneurs en Hg inférieures à 130 ng g^{-1} se rencontrent naturellement dans les sédiments des cours d'eau guyanais. Cette valeur est compatible avec les déterminations de fond géochimique de Roulet *et al.* (2000) et Charlet *et al.* (2003) qui ont trouvé respectivement des valeurs comprises entre 10 et 160 ng g^{-1} en Amazonie et entre 74 et 153 ng g^{-1} en amont de la Litani en Guyane (moyenne de $109 \pm 30 \text{ ng g}^{-1}$). Ces derniers ont aussi montré que les sédiments dans la zone non orpaillée présentaient une remarquable homogénéité avec la profondeur ($151 \pm 10 \text{ ng g}^{-1}$; 12 prélèvements sur 50 cm de profil); homogénéité qui ne se retrouve pas dans les zones orpaillées.

4.4.2. Par secteur

Dû au type de vases prélevées et à la géologie des zones dans chacun des secteurs, le fond géochimique déterminé précédemment peut varier. Il n'a pas été possible de calculer un fond géochimique sur une crique particulière non orpaillée par secteur pour un problème de représentativité (3 échantillons prélevés sur certaines criques). Le fond géochimique a donc été calculé sur l'ensemble des échantillons prélevés dans les criques non orpaillées pour chaque secteur (Tableau 9).

A l'exception des secteurs de la Mana (MAN2) et du Maroni (MAR1) où peu d'échantillons ont pu être prélevés, il a été possible pour les autres secteurs de calculer un fond géochimique. Malgré une variabilité importante sur certains secteurs comme la Mana (MAN1), on peut distinguer d'une part les secteurs côtiers (sauf APP1) avec des valeurs moyennes et des valeurs médianes inférieures aux 100 ng g⁻¹ et, d'autre part, tous les autres secteurs avec des valeurs supérieures à 100 ng g⁻¹.

Même s'il est possible d'estimer un fond géochimique inférieur à 150 ng g⁻¹, cela n'exclut pas de rencontrer de plus fortes valeurs dans des zones non orpaillées et où aucun signe d'orpaillage n'a pu être détecté. Dans le secteur de la MAN1, des teneurs comprises entre 300 et 760 ng g⁻¹ ont été mesurées localement dans des sédiments prélevés dans des eaux claires mais très riches en matière organique. Ce point a déjà été abordé précédemment (paragraphe 4.3.2) mais il est important de souligner le rôle non négligeable de la matière organique dans l'adsorption du mercure dans les sédiments. Malgré le rôle important de la matière organique, une telle teneur (760 ng g⁻¹) en mercure ne se retrouve généralement pas dans les zones non orpaillées, il est donc difficile d'exclure complètement une pollution ponctuelle par un rejet de mercure, lors d'une recherche d'indice aurifère par exemple.

| | COM1 | APP1 | APP2 | MAN1 | MAN2 | MAR1 |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Minimum | 31 | 58 | 77 | 36 | 61 | 30 |
| 1 ^{er} Quartile | 50 | 78 | 110 | 67 | 100 | 65 |
| Médiane | 74 | 109 | 121 | 91 | 120 | 99 |
| 3 ^{ème} Quartile | 106 | 169 | 147 | 143 | 128 | 110 |
| Maximum | 160 | 240 | 283 | 337 | 132 | 120 |
| Moyenne | 82 | 125 | 132 | 108 | 108 | 83 |
| Ecart-type | 39 | 59 | 42 | 56 | 33 | 47 |
| N | 17 | 13 | 24 | 43 | 4 | 3 |
| | MAR2 | MAR3 | MAR4 | OYA1 | OYA2 | OYA3 |
| Minimum | 19 | 36 | 100 | 29 | 38 | 41 |
| 1 ^{er} Quartile | 77 | 71 | 112 | 48 | 66 | 99 |
| Médiane | 111 | 108 | 141 | 74 | 125 | 123 |
| 3 ^{ème} Quartile | 131 | 138 | 160 | 86 | 139 | 146 |
| Maximum | 378 | 171 | 180 | 146 | 147 | 298 |
| Moyenne | 116 | 105 | 137 | 72 | 106 | 128 |
| Ecart-type | 70 | 43 | 29 | 33 | 42 | 48 |
| N | 34 | 16 | 11 | 17 | 9 | 39 |

Tableau 9 : Statistiques élémentaires des teneurs en mercure (ng g⁻¹) pour les échantillons prélevés dans les criques non orpaillées.

4.5. PRESENTATION DES DONNEES SEDIMENTS

4.5.1. L'Oyapock

Rappel des campagnes d'échantillonnage

• Oya 1

Il s'agit de la partie aval du fleuve Oyapock. La partie amont du saut Maripa ayant été exploitée par des dragues le pas d'échantillonnage a été resserré. Il en est de même dans la crique Gabaret, où est positionnée la prise d'eau potable pour la commune de St Georges.

L'effet de la marée jusqu'au Saut Maripa influe sur la nature des sédiments. Un pas de 5 km avant St Georges et 10 km jusqu'à l'embouchure a semblé suffisant.

La crique Ouanary draine des secteurs orpaillés, elle a été traitée suivant les critères généraux visés au chapitre précédent.

• Oya 2

Il s'agit de la partie moyenne du fleuve Oyapock. La partie amont et aval du saut Fourmi ayant été exploitée par des dragues le pas d'échantillonnage a été resserré.

Le pas de 5 km a été choisi sur la plus grande partie du fleuve.

Quelques échantillons ont été placés sur la confluence et le cours des principales criques afin de les caractériser.

La crique Sikini a été particulièrement couverte car elle a fait l'objet d'un orpaillage intense dans les dix dernières années.

• Oya 3

Il s'agit de la partie sud du fleuve Oyapock et de la rivière Camopi. Cette dernière draine des secteurs orpaillés, elle a été traitée suivant les critères généraux visés au chapitre précédent.

L'échantillonnage en amont et en aval des villages de Trois sauts, Pina et Zidock a été fait tous les kilomètres, sur une distance d'au moins 25 km. Si un prélèvement régulier tous les 5 km a été choisi pour la plus grande partie du fleuve, un resserrement systématique à 1 km a été utilisé au droit des formations Paramaca et des principales confluences.

Au niveau du village de Camopi un resserrement de la grille a également été choisi.

Résultats

Le fleuve Oyapock peut être divisé en trois secteurs :

- Le Haut Oyapock de Trois Sauts à la crique Yaloupi au Sud du village d'Oscar correspond à un secteur non orpaillé. Sur l'ensemble de ce secteur, l'eau de l'Oyapock est claire à trouble et l'eau des criques est toujours claire (crique Moulou-moulou, crique Anapokéa et crique Yaloupi). Les teneurs en mercure dans les sédiments sont toutes inférieures à 131 ng g^{-1} .
- Le Moyen Oyapock du Nord de la crique Yaloupi (côté brésilien, présence d'une crique orpaillée : crique Apamari) jusqu'à Maripa. Toute cette zone est ou a été orpaillée (orpaillage très ancien à Saint Joseph). Il y a de l'orpaillage actuel sur la rivière Camopi où des teneurs élevées en mercure ont été mesurées près des chantiers d'orpaillage (ex : 652 ou 775 ng g^{-1}). Toutes les teneurs fortes ont été mesurées dans des sédiments prélevés dans des eaux turbides de criques orpaillées (criques Alicorne, Tampack et Alikéné). Dans une première approche, on peut distinguer deux types de cours d'eau :
 - des cours d'eau avec des eaux turbides à très turbides à l'aplomb ou proches des zones d'orpaillées avec des sédiments jaune-ocre présentant des fortes teneurs en mercure (200 à 800 ng g^{-1}) ;
 - des cours d'eau avec des eaux claires à troubles avec des sédiments bruns, marrons à gris présentant des teneurs faibles en mercure ($< 150 \text{ ng g}^{-1}$).

Il existe de nombreux sauts et barres rocheuses (marche de moins d'un mètre) le long des 60 km de cours d'eau échantillonnés de la crique Camopi ; suivant les zones plusieurs « tendances » ont été observées (Ill. 26) :

- lorsque les sauts sont rapprochés (de saut Chien à saut Camopi : 4 sauts sur 4 km), les teneurs en mercure chutent de 383 à 168 ng g^{-1} ;
- lorsqu'il n'y a qu'un saut, il n'y a pas ou peu de variation des teneurs en mercure ;
- après chaque confluence avec d'autres criques orpaillées les teneurs en mercure augmentent sauf dans le cas de la crique Alikéné où les teneurs en mercure sont semblables à celles de la crique Camopi ;
- quelques échantillons présentent des teneurs en mercure un peu plus faibles qui s'expliquent généralement par une texture plus sableuse (OYA892, OYA886 et OYA884).

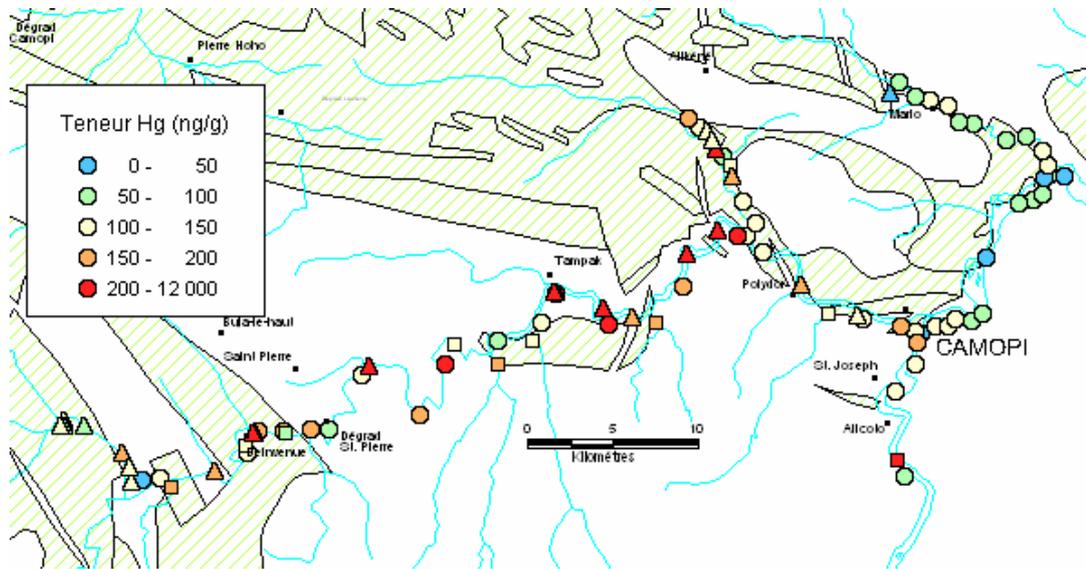


Illustration 26 : Crique Camopi (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées).

Au Nord de Camopi, la crique Sikini fait exception ; en effet, la crique est fortement orpaillée en amont et les eaux sont turbides mais les teneurs moyennes en mercure dans les sédiments sont de $97 \pm 22 \text{ ng g}^{-1}$. Cette « configuration » n'est pas limitée à cette crique et fait apparaître un nouveau paramètre : la sédimentation des particules le long des cours d'eau. En effet, les zones d'orpaillage se trouvent en amont à environ 30 km. Ce point sera discuté ultérieurement en considérant différentes zones présentant cette configuration. Certaines valeurs fortes ont été mesurées sur le fleuve Oyapock entre Camopi et Maripa, cette zone n'est pas actuellement orpaillée mais il y a eu jusqu'à 50 barges en activité dans les années 1980. A noter, au Sud de Saut Maripa, deux criques non orpaillées (Noussiri et Armontabo) dont les teneurs en mercure sont de $140\text{-}150 \text{ ng g}^{-1}$ et sont pourtant caractéristiques de cours d'eau calmes dont les eaux sont claires.

- le Bas Oyapock de Maripa à l'estuaire correspond à une zone non orpaillée côté français et un peu orpaillée côté brésilien. Les teneurs en mercure sont inférieures à 150 ng g^{-1} . Ainsi au Nord de Saint Georges, la crique Gabaret est une crique non orpaillée dont les eaux sont claires à troubles et dont les sédiments présentent des teneurs moyennes en mercure plus faibles que celle du fond géochimique déterminé ($80 \pm 30 \text{ ng g}^{-1}$). Les teneurs en mercure sont encore plus faibles au Nord de Nouvelle Alliance (inférieures à 40 ng g^{-1}) qui correspond à la limite des dépôts de vase marines en provenance de l'Amazonie. L'Ouanary est orpaillé en amont mais les $\frac{3}{4}$ de ce collecteur sont sous l'influence de la marée ; la majeure partie des sédiments est mélangée ou recouverte de vases marines d'où une teneur en mercure faible (médiane de 48 ng g^{-1}).

4.5.2. L'Approuague

Rappel des campagnes d'échantillonnage

• App 1

Il s'agit de la partie aval du fleuve Approuague. Cette zone a été particulièrement touchée par l'exploitation de l'or. Tous les collecteurs ont été échantillonnés plus ou moins en amont suivant leur accessibilité. A noter que l'effet de la marée se fait sentir jusqu'au saut Mapaou (amont de la crique Tortue).

• App 2

Seules les têtes de l'Approuague et de son principal affluent la Sapokaye ont été exploitées. Les accès étant difficiles, l'accent a été mis sur l'évaluation de la diffusion du mercure dans les drains majeurs en prélevant de façon systématique tous les kilomètres toutes les confluences en amont et en aval aussi haut que possible sans que l'on puisse atteindre probablement les centres d'orpaillage.

Résultats

Comme pour l'Oyapock, le fleuve Approuague peut être divisé en trois secteurs :

- le Haut Approuague a été anciennement orpaillé mais il l'est plus faiblement aujourd'hui. Dans cette zone, les teneurs en mercure ne dépassent pas les 200 ng g^{-1} (Ill. 27). A noter, que la zone entre Sapokaï et la crique Machicou correspond à une zone granitique, les sédiments prélevés dans les criques de cette zone ont des teneurs faibles (ex : les eaux de la crique Couy sont claires et la teneur moyenne en mercure dans les sédiments est de 130 ng g^{-1}). Il existe de nombreux sauts le long des criques et il a semblé intéressant de voir si cela avait une influence sur les teneurs en mercure des sédiments. Dans la zone entre Sapokaï et Machicou, il y a dix sauts sur une quarantaine de kilomètres ; malgré la présence de ces sauts, on n'observe pas de variation brusque due à la présence des sauts mais plutôt une certaine uniformité dans les teneurs en mercure. Dans ce cas où les teneurs sont proches du fond géochimique, la présence des sauts n'entraîne pas de variation. En amont de cette zone, des valeurs fortes ont été mesurées et ont pu être expliquées par la présence de barges (ex : échantillon à 1320 ng g^{-1} près de Sapokaï) ;
- le Bas Approuague de Arataïe à Régina correspond à une zone fortement orpaillée depuis de nombreuses années. Des valeurs fortes ont été mesurées sur l'ensemble du collecteur dues à la présence de nombreuses dragues et de criques orpaillées le long du collecteur. C'est dans la zone la plus pépitière de la Guyane (Impératrice) que les deux teneurs les plus anormales ont été mesurées (supérieures à $10 \mu\text{g g}^{-1}$). En l'état actuel, il n'est pas possible d'établir une relation directe entre de fortes teneurs en mercure dans les sédiments et la typologie du sédiment (couleur jaune ocre des vases caractéristique d'orpaillage

à proximité) ou de la turbidité de l'eau (nécessité de mesurer la turbidité au lieu de l'estimer visuellement) ou encore de la proximité de barge ou de tailings. Par contre, le secteur de l'APP1 est, et a été, très fortement orpaillé et c'est sur ce secteur que le plus grand nombre d'échantillons présentant des teneurs élevées a été trouvé (43 échantillons ont des teneurs supérieures à $200 \mu\text{g g}^{-1}$) ;

- la zone de Régina à l'estuaire correspond à un secteur non orpaillé. Les teneurs en mercure sont inférieures à 100 ng g^{-1} . Elles sont encore plus faibles au Nord (inférieures à 40 ng g^{-1}) qui correspond à la zone de dépôts des vases marines.

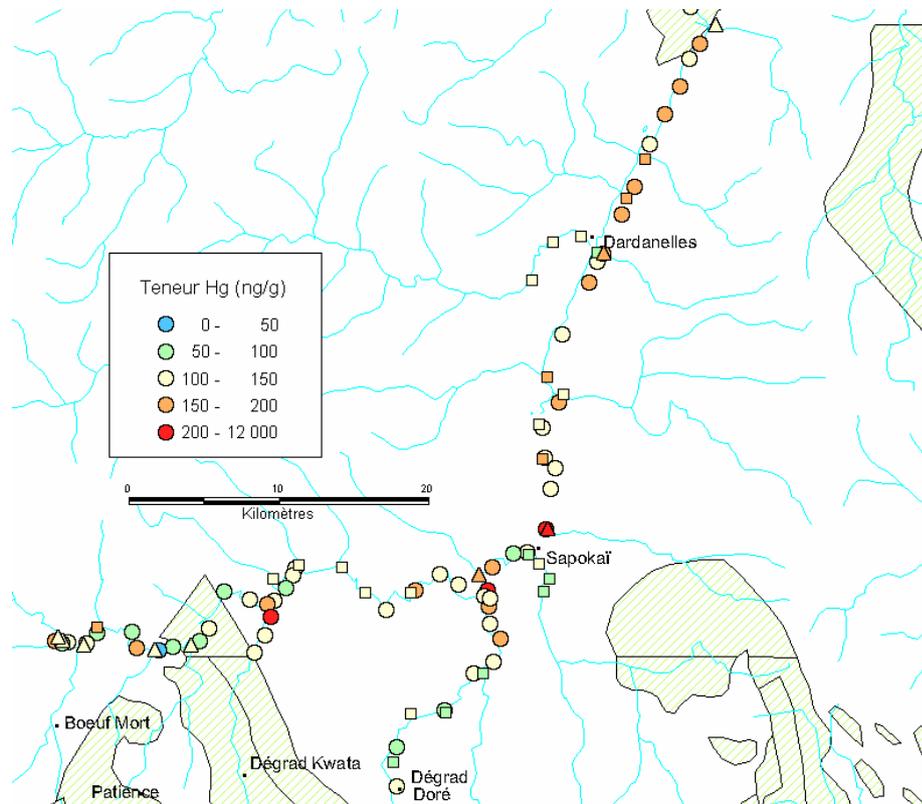


Illustration 27 : Haut Approuague (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées).

4.5.3. La Comté

Rappel des campagnes d'échantillonnage

La zone concerne principalement le bassin de la Comté, l'Orapu et l'Oyak. Les zones aurifères concernent aussi bien les têtes de la Comté et de l'Orapu, que leur cours moyen (zones de Cacao et de Coralie) et dans une moindre mesure sur le cours aval (Counana). Les enjeux étant forts (zones de Cacao, de Roura et la prise d'eau de l'île de Cayenne), un échantillonnage serré a donc été utilisé sur les zones exploitées, en

amont et en aval, sur les confluences et au droit des zones habitées et des zones sensibles.

Résultats

Le secteur de la Comté correspond à deux rivières : la Comté et l'Orapu. Quelle que soit la zone, les teneurs moyennes en mercure des 105 échantillons collectés sont inférieures au fond géochimique estimé. Environ 10 % des échantillons ont une teneur en mercure supérieure à 150 ng g^{-1} . Les échantillons collectés dans les criques non orpaillées montrent clairement des teneurs en mercure inférieures à celles des criques orpaillées (valeurs médianes : 74 ng g^{-1} et 135 ng g^{-1} respectivement).

4.5.4. La Mana

Rappel des campagnes d'échantillonnage

- **Man 1**

Il s'agit de la partie aval du fleuve Mana. Ses affluents : la crique Arouani et la crique Léopard drainent un des plus importants sites miniers de la Guyane (Paul Isnard Délices). Les échantillons ont été prélevés tous les kilomètres sur la partie accessible de ces rivières ainsi qu'aux affluents qui s'y jettent.

Un prélèvement tous les 5 km a été utilisé pour le cours aval de la Mana jusqu'à Saut Sabbat où l'effet de la marée est encore perceptible.

A noter que les prélèvements face à la commune de Mana ont été effectués indépendamment de cette mission pour des raisons logistiques.

- **Man 2**

La majeure partie du cours de la Mana, draine une zone granitique exempte de toute activité d'orpaillage. L'échantillonnage a donc été plus concentré en amont dans un secteur difficilement accessible, compte tenu des nombreux sauts à passer.

Résultats

Le fleuve Mana peut être divisé en deux secteurs distincts, séparés par une zone granitique peu propice à l'échantillonnage (peu de dépôt de vase).

- la Haute Mana est une zone très orpaillée (nombreux placers : Repentir, Dégrad Saint Léon, Dagobert...). Environ 65 % des échantillons ont une teneur en mercure supérieure à 150 ng g^{-1} . Sur de courtes distances, il semble possible d'observer des « tendances » (Ill. 28). En aval de Dégrad Saint Léon, plusieurs échantillons ont des teneurs en mercure autour de 200 ng g^{-1} puis en aval sur une distance de 5-6 km où les criques ne sont pas orpaillées, les teneurs diminuent progressivement passant de 200 à 100 ng g^{-1} . Au-delà de la crique deux branches, sur une distance de 10 km où les criques sont orpaillées (crique

Marc et crique Marie) les teneurs en mercure augmentent (250 ng g^{-1}). Ainsi, il a été possible d'observer une diminution progressive des teneurs en mercure de la zone orpaillée jusqu'à 3-4 km ;

- le secteur de la Basse Mana est aussi une zone fortement orpaillée, principalement, la rivière Arouani et le fleuve Mana de l'Arouani jusqu'aux rivières Cokioco et Corocibo qui sont plus faiblement orpaillées (valeurs médianes : 82 ng g^{-1} et 93 ng g^{-1} respectivement). Des valeurs faibles ($< 50 \text{ ng g}^{-1}$) ont été mesurées en amont de la rivière Arouani. Elles augmentent rapidement en aval au niveau du placer Délices ($\sim 500 \text{ ng g}^{-1}$). Comme pour la zone de Camopi (secteur OYA2), la crique Lézard est en aval d'une zone très fortement orpaillée (Paul Isnard) mais se trouvant à plus de 20 km. Les eaux de cette crique sont turbides mais les teneurs moyennes en mercure dans les sédiments sont de $69 \pm 15 \text{ ng g}^{-1}$.

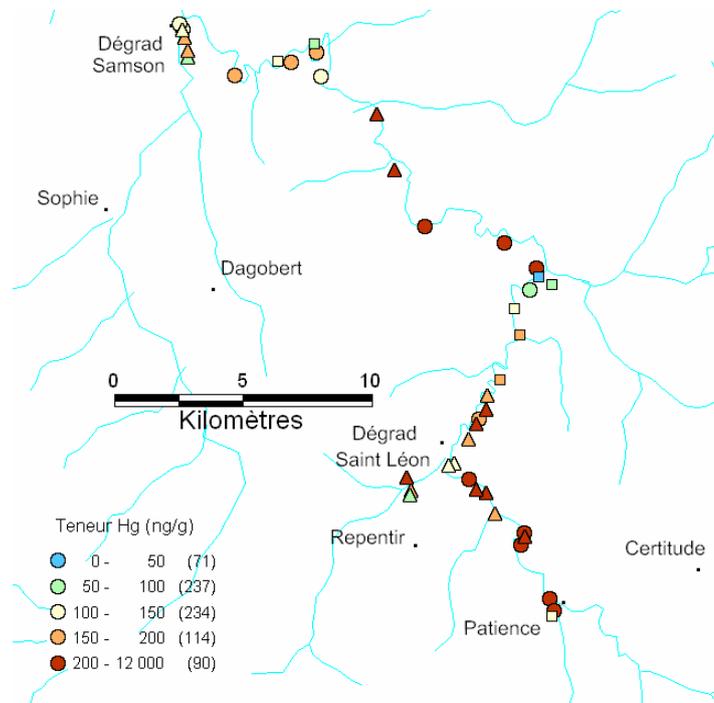


Illustration 28 : Haute Mana (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées).

4.5.5. Le Maroni

Rappel des campagnes d'échantillonnage

- **Mar 1**

Les berges de la partie aval du Maroni sont fortement peuplées. L'accent a donc été mis sur un échantillonnage en amont et en aval des diverses communes et de leurs écarts.

L'orpaillage y étant actif, la Sparouine et la crique Serpent ont été échantillonnées dans la mesure de leur accessibilité.

La grille de prélèvement a été resserrée en aval et en amont de St Jean, pour tenir compte du projet du futur captage d'eau de St Laurent.

A noter cependant que la marée est active jusqu'au saut Hermina en aval d'Apatou.

- **Mar 2**

Les remarques précédentes s'appliquent à cette zone. Les grands affluents : crique Beïman et criques Grand et Petit Abounami, ont été échantillonnés dans la mesure de leur accessibilité.

- **Mar 3**

Cette zone présente la particularité d'être fortement peuplée (2 communes + écarts) et connaît une forte activité minière (Grand et Petit Inini, crique Eau claire). Une maille d'un kilomètre a donc été utilisée au droit des lieux habités et en aval des placers.

- **Mar 4**

L'échantillonnage sur le fleuve Litani en amont et en aval des villages amérindiens a été fait tous les kilomètres sur une distance d'au moins 25 km. Si un prélèvement régulier tous les 5 km a été choisi pour la partie restante du fleuve et le Tampok, un resserrement systématique à 1 km a été utilisé au droit des placers sur la crique Ouauki.

Résultats

Le cas du fleuve Maroni est différent de celui du fleuve Oyapock car tout au long du Maroni (de l'amont (Litani) vers l'estuaire), de nombreuses criques orpaillées viennent alimenter ce collecteur en plus de la présence importante de barges sur le fleuve. Ainsi, les teneurs en mercure (valeurs médianes) augmentent de l'amont vers l'aval et sont respectivement de 121 ng g⁻¹ (Litani), 163 ng g⁻¹ (Lawa) et 209 ng g⁻¹ (Maroni).

- Le secteur allant de l'amont à Antecume Pata correspond à un secteur non orpaillé côté français mais la crique Oulémali (très gros affluent côté Surinam) fait l'objet d'exploitations. Les teneurs en mercure mesurées dans les sédiments sont

assez faibles malgré la présence d'orpaillage côté Surinam (inférieures à 150 ng g^{-1}).

- Le secteur de Maripasoula avec les rivières orpaillées d'Ouaqui, du Grand Inini et du Petit Inini correspond à une zone entièrement orpaillée. Environ 50 % des teneurs en mercure mesurées sont supérieures à 150 ng g^{-1} . L'exemple du Petit Inini est intéressant pour illustrer l'impact d'un placier comme Dorlin (Ill. 29) Tous les échantillons analysés sur le placier et en aval du placier (jusqu'à environ 7 km) montrent des teneurs supérieures à 200 ng g^{-1} , puis sur les 25 km suivants, ces teneurs sont plutôt comprises entre 150 et 200 ng g^{-1} jusqu'au Grand Inini pour ensuite être comprises entre 100 et 150 ng g^{-1} sur les derniers 25 km. Cette constatation doit bien sûr être prise avec précaution car il faut encore estimer l'impact des différentes criques alimentant le Petit Inini. La crique Eau Claire (petit affluent du Grand Inini avant sa confluence avec le Petit Inini) est orpaillée en amont. Le cas de la crique Eau Claire est aussi intéressant car à l'exception de la crique Bernardin (dont les effluents se perdent dans un vaste flat) elle n'est alimentée que par des criques non orpaillées (145 ng g^{-1} en moyenne dans les sédiments) et il n'y a aucun saut le long des 10 km échantillonnés. Dans ce cas, où il n'y a ni saut ni apport de mercure par des criques orpaillées, on observe sur les 10 km de cours échantillonnés, qu'il n'y a pas de très grande variation des teneurs en mercure (170 ng g^{-1} en moyenne) (cf. chap. 6).
- La zone du Grand Santi correspond à deux secteurs distincts : le collecteur principal avec le Maroni et le Lawa et le secteur avec les rivières de Beïman, du Grand Abounamy et du Petit Abounamy. Quelques barges sont présentes sur le collecteur principal et 94 % des échantillons collectés dans ce secteur présentent une teneur en mercure supérieure à 150 ng g^{-1} . A l'opposé, moins de 4 % des échantillons collectés sur les rivières anciennement orpaillées ont une teneur en mercure supérieure à 150 ng g^{-1} .
- La zone au Nord de la rivière Beïman jusqu'à l'estuaire correspond à deux secteurs : le Maroni et l'ensemble des criques orpaillées le long du Maroni. De nombreuses barges sont présentes sur le collecteur principal (jusqu'au saut Hermina, région d'Apatou) et 80 % des échantillons collectés dans ce secteur ont une teneur en mercure supérieure à 150 ng g^{-1} . Les teneurs en mercure mesurées dans les échantillons collectés dans les criques débouchant dans le Maroni lui-même sont deux fois moins élevées que celles mesurées dans les échantillons collectés dans le Maroni et environ 80 % des teneurs en mercure dans les criques sont inférieures à 150 ng g^{-1} .

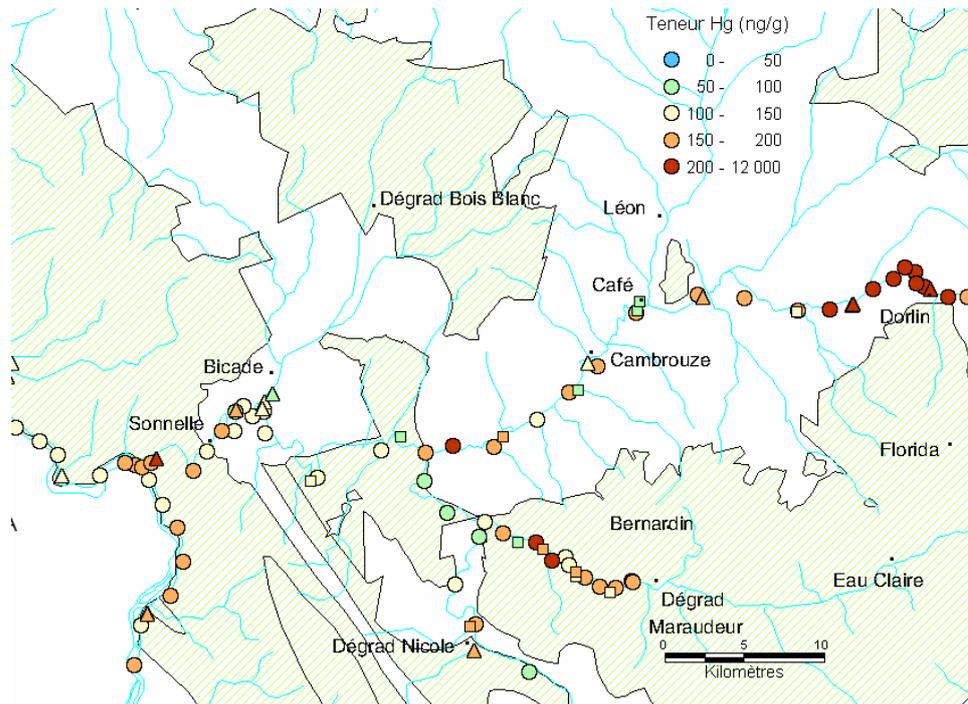


Illustration 29 : Criques Petit et Grand Inini (cercle : échantillonnage dans les collecteurs principaux ; triangle : échantillonnage dans les criques orpaillées et carré : échantillonnage dans les criques non orpaillées).

4.5.6. Synthèse

Environ 94 % des échantillons sont répartis dans les 5 premières classes (Ill. 21) (0 à 50 ng g^{-1} : 8,3 % ; 50 à 100 ng g^{-1} : 28,7% ; 100 à 150 ng g^{-1} : 33,0% ; 150 à 200 ng g^{-1} : 16,3 % ; 200 à 250 ng g^{-1} : 7,4%) dont 70 % des échantillons ont une teneur en mercure inférieure à la teneur maximale du fond géochimique.

Seuls trois échantillons (0,25 % de l'ensemble des échantillons) ont une teneur en mercure supérieure à 1000 ng g^{-1}.

L'ensemble des données est présenté sous forme de carte (Ill. 30), les analyses ne sont pas présentées point par point mais par secteur. Ces secteurs ont été définis à partir des résultats présentés au chapitre 4.5 en tenant compte de l'intensité de l'orpaillage et de l'homogénéité des concentrations en mercure dans chaque secteur (couche « répartitions des concentrations en mercure dans les sédiments par teneurs »).

Un point important est la bonne corrélation entre les zones présentant des concentrations fortes en mercure (> 150 ng g^{-1}) et les zones potentiellement touchées par l'extraction aurifère (zones hachurées en rouge sur la carte, ill. 30). Les zones amont comme « Trois Sauts » et « Aval Antecum Pata » ont des concentrations en mercure inférieures à 150 ng g^{-1} à 89 % et 100 % respectivement. Alors que les zones fortement orpaillées comme « Haute Mana », « Inini », « Camopi », « Tampok » et « Impératrice »

ont un pourcentage de concentrations en mercure supérieures à 150 ng g^{-1} de 65, 50, 48, 45 et 41 %.

D'après ces résultats, il est possible de distinguer plusieurs configurations :

- des zones d'orpaillage (actuelles ou anciennes) présentant de fortes anomalies (de $4\text{-}500 \text{ ng g}^{-1}$ à $10\,000 \text{ ng g}^{-1}$) ;
- des cours d'eau avec des eaux turbides à très turbides à l'aplomb ou proches des zones d'orpaillées avec des sédiments jaune ocre présentant de fortes teneurs en mercure ($> 200 \text{ ng g}^{-1}$) ;
- des cours d'eau avec des eaux claires à troubles avec des sédiments bruns, marrons à gris présentant des teneurs faibles en mercure ($< 150 \text{ ng g}^{-1}$) ;
- des cours d'eau proches des estuaires qui correspondent à la zone de dépôts des vases marines avec des sédiments présentant des teneurs très faibles (inférieures à 60 ng g^{-1}) ;
- des zones granitiques avec des sédiments sableux présentant des teneurs très faibles (de 10 à 50 ng g^{-1}).

Il a été démontré que les échantillons présentant les teneurs les plus faibles ($< 50\text{-}60 \text{ ng g}^{-1}$) sont soit des vases marines soit des échantillons de texture sableuse ; par conséquent, 62 % des échantillons répartis sur l'ensemble de la Guyane ont une teneur en mercure comprise entre 50 et 150 ng g^{-1} . Ce point est très important pour expliquer les teneurs en mercure dans les poissons.

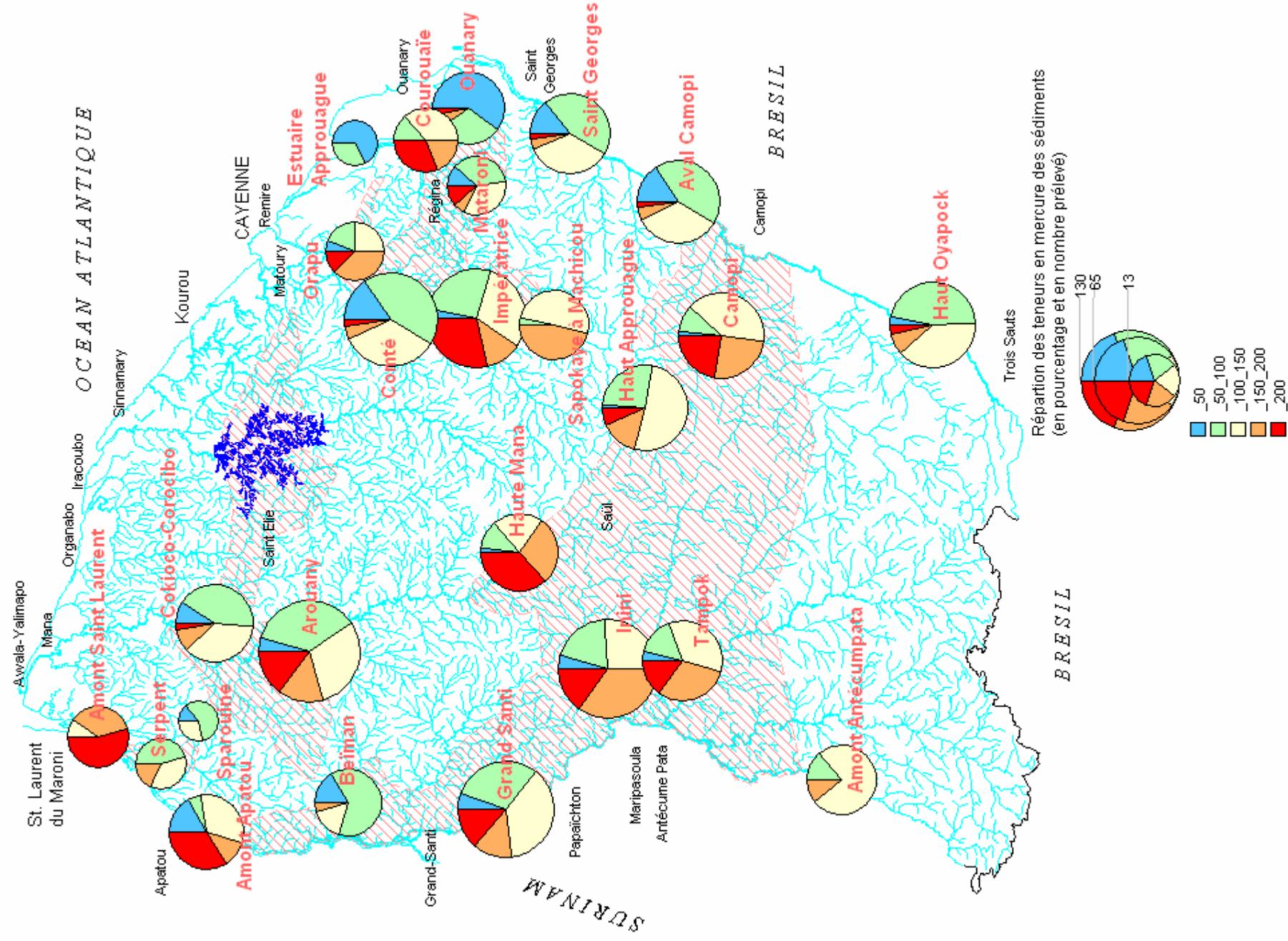


Illustration 30 : Carte des répartition des teneurs en mercure dans les sédiments (%); en rouge les noms des secteurs où les sédiments ont été prélevés (en hachuré : les zones potentiellement touchées par l'extraction aurifère).

5. Résultats des poissons

Les résultats concernant l'espèce *Hoplias aimara* ou *H. aimara* (nom scientifique ou aymara : nom vernaculaire) sont présentés en deux sous-chapitres : le premier relatif à l'étude des niveaux de contamination en mercure sur l'ensemble des 6 fleuves étudiés (5.1) ; le deuxième axé sur l'étude du SIG, avec la présentation de la méthodologie correspondante (5.2).

5.1. ANALYSE SPECIFIQUE D'UN BIOINDICATEUR DE CONTAMINATION: LE POISSON TELEOSTEEN *Hoplias aimara* :

5.1.1. Analyse globale des niveaux de contamination des aymaras pour les six principaux fleuves de Guyane :

Avant d'aborder la construction du SIG et son étude détaillée, la population d'aymaras a été étudiée au niveau de chaque fleuve. Une sélection préalable des poissons s'impose, afin que l'échantillonnage soit basé uniquement sur l'espèce *Hoplias aimara*.

Comme précisé dans les paragraphes précédents, l'approche a été focalisée sur l'analyse de la contamination par le mercure de l'espèce *H. aimara*, prédateur de fin de réseaux trophiques au sein des écosystèmes aquatiques guyanais. Cette espèce appartient à la famille des *Erythrinidae*. En Guyane française, cette famille, outre l'espèce *H. aimara*, est représentée par un autre taxon : *Hoplias malabaricus*, qui présente des caractéristiques biométriques différentes d'*H. aimara*. En effet, les individus ne dépassent pas 38 cm de long pour 1,8 kg (poids frais), alors que *H. aimara* peut atteindre une longueur de 120 cm pour un poids total de 40 kg. Outre cette différence de taille et de poids des individus adultes, ces deux espèces sont morphologiquement très proches. De ce fait, pour des longueurs inférieures à 38 cm (taille maximale de *H. malabaricus*), il n'est pas rare que les deux espèces soient confondues par les pêcheurs guyanais. Cette confusion quant à l'appartenance spécifique des individus liés à la gamme de taille [0-38 cm], est, d'un point de vue écotoxicologique, une source importante d'erreur. En effet, rappelons que le niveau d'imprégnation en Hg des poissons piscivores est fortement dépendant de leur durée d'exposition et donc, implicitement, de leur durée de vie. Or, pour un poisson, la durée de vie et la taille sont deux variables interdépendantes. En effet, le poids et la taille sont fonction de l'âge et de l'espèce du poisson. De ce fait, un poisson présentant une longueur de 38 cm, peut être âgé s'il appartient à l'espèce *H. malabaricus* ou, à l'opposé, relativement jeune si c'est un *H. aimara*. Ces poissons de taille comparable, n'auront donc pas eu la même durée d'exposition et présenteront des niveaux de contamination très différents.

Afin de s'affranchir de ce problème, il a été décidé d'éliminer des analyses tous les poissons dont la taille était inférieure à 38 cm (Tableau 10). Cette approche permet d'éliminer l'ensemble des *H. malabaricus* de nos jeux de données, éliminant ainsi un

facteur d'incertitude important qui, *in fine*, aurait pu introduire un biais dans nos interprétations. L'approche sécuritaire choisie a donc réduit notre effectif total d'*Hoplias* de 721 à 596 individus. La distribution des effectifs par fleuve est présentée dans le tableau 10.

| Fleuves | <i>Hoplias aimara</i> et <i>Hoplias</i> <i>malabaricus</i> | <i>Hoplias aimara</i> (longueur > 38 cm) |
|-------------------|---|--|
| Maroni | 230 | 160 |
| Mana | 77 | 68 |
| Sinnamary | 178 | 168 |
| Comté | 88 | 83 |
| Approuague | 63 | 58 |
| Oyapock | 85 | 58 |
| TOTAL | 721 | 596 |

*Tableau 10 : Nombre total d'*Hoplias aimara* et d'*Hoplias malabaricus* pêchés par fleuve. *H. malabaricus* et *H. aimara* étant indiscernables en dessous de 38 cm, tous les poissons inférieurs à cette taille ont été éliminés. Les résultats présentés dans ce mémoire ont donc été obtenus sur 596 *H. aimara*.*

Une étude globale des aymaras par bassin versant a été réalisée. L'illustration 31 présente les valeurs moyennes d'imprégnation en mercure des aymaras en fonction de leur longueur moyenne pour les 6 fleuves de Guyane. Tout au long de ce rapport, la couleur retenue pour chaque fleuve sera identique à celles présentées sur cette figure : rouge pour le Maroni, orange pour la Mana, jaune pour le Sinnamary, vert pour la Comté, bleu pour l'Approuague et rose pour l'Oyapock.

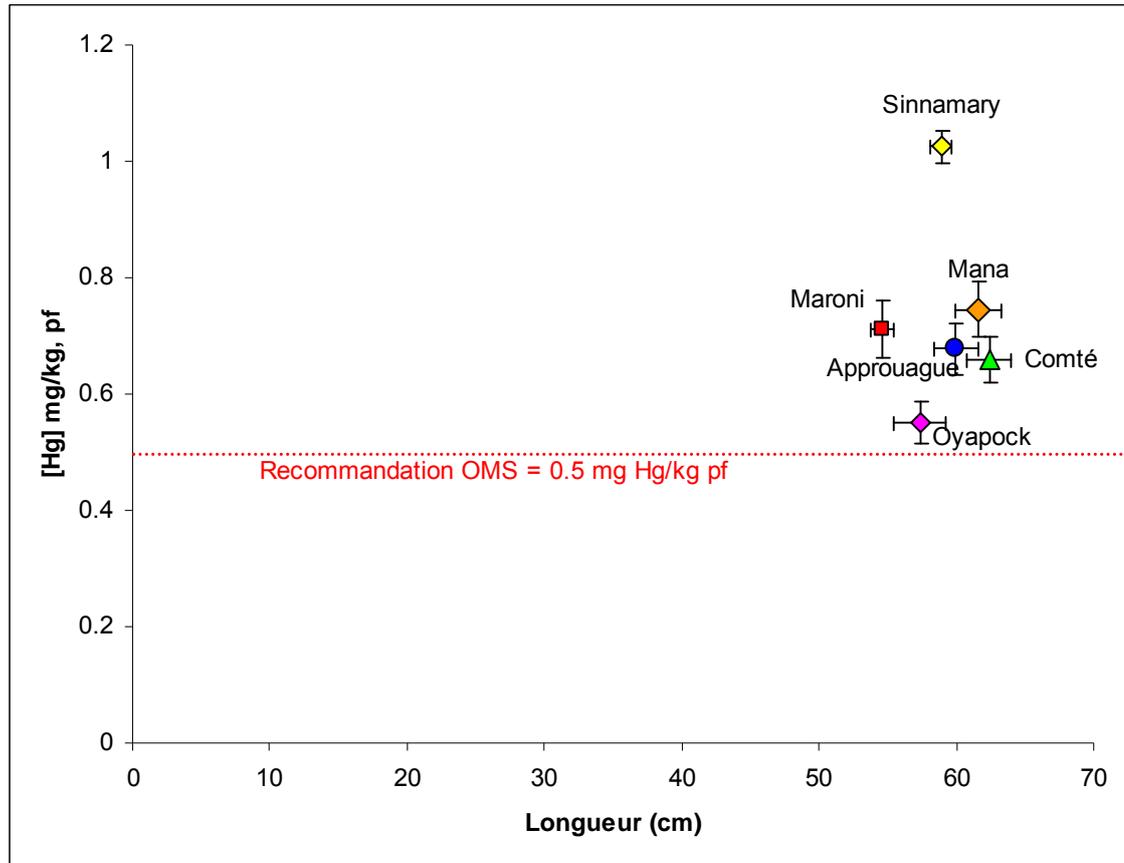


Illustration 31 : Représentation des concentrations moyennes (arithmétique) en mercure dans le muscle d'aymaras en fonction de leur longueur moyenne pour les 6 fleuves de Guyane.

Les barres d'erreurs (Ill. 31) représentent les écarts types de la moyenne, c'est à dire les erreurs types ($\text{erreur type} = S_m = \frac{S}{\sqrt{n}}$ où S désigne l'estimateur de l'écart type et n la taille de l'échantillon). Les résultats ne montrent pas de différences significatives entre : Maroni, Mana, Comté et Approuague ($p > 0,05$), toutes les autres différences sont significatives ($p < 0,05$) analyse de la variance à un facteur et test de la plus petite différence significative).

La première observation qui ressort de cette analyse globale est que les longueurs moyennes des poissons collectés sur l'ensemble des 6 fleuves sont homogènes : elles fluctuent de 54 à 63 cm et présentent une faible variabilité. Etant donné la forte influence du facteur taille sur le mécanisme de bioaccumulation du Hg par les poissons, il était important de préciser ce premier point, afin de démontrer l'homogénéité de l'ensemble des échantillons collectés. A noter que cette homogénéité a permis de réaliser des comparaisons inter-fleuves et ainsi établir la validité de cette approche globale.

Ce premier niveau d'analyse montre que, quel que soit le fleuve considéré, les concentrations moyennes en Hg des poissons sont supérieures à la recommandation de consommation établie par l'Organisation Mondiale de la Santé (recommandation OMS : 0,5 mg Hg kg⁻¹, pf). D'autre part, toujours sur la base des valeurs moyennes, les poissons provenant du fleuve Sinnamary apparaissent significativement plus imprégnés en Hg que ceux capturés sur les autres fleuves. Inversement, pour l'Oyapock, la valeur moyenne du niveau d'exposition au Hg est significativement moins élevée que celle des 5 autres fleuves. Aucune différence significative n'est observée entre les 4 autres fleuves : Maroni, Mana, Comté et Approuague.

Afin de quantifier de manière probabiliste les risques de toxicité envers la population humaine, on a ensuite estimé la densité de probabilité de la variable « concentration en mercure [Hg] dans le muscle de *Hoplias aimara* » sur l'ensemble des fleuves par l'estimateur de type histogramme et noyau (Durrieu, 2005 et Scott, 1992).

$$\hat{f}_h(x) = \frac{1}{n h} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{x - [Hg]_i}{h}\right),$$

où K est la fonction noyau qui a la propriété d'être symétrique par rapport à 0 et d'intégrale égale à 1, h le paramètre de lissage estimée par la méthode de validation croisée et n la taille de l'échantillon. La qualité de cette estimation va dépendre du choix du paramètre de lissage h et de la fonction K(.). Il a été montré que l'estimation se comporte bien pour un h bien estimé quelque soit le choix de la fonction K(.). Il a été choisi, pour ces calculs, le noyau Gaussien défini par

$$K(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}x^2\right).$$

Le choix du paramètre h est crucial : en effet, pour h petit l'estimation est faiblement lissée et pour h grand, l'estimation est fortement lissée et cache ainsi la présence d'informations importantes au niveau de la distribution de probabilité (présence de clusters). Des méthodes ont été développées pour que sa détermination ne soit pas empirique mais dépendante du jeu de données. On peut utiliser la méthode de validation croisée (basée sur des estimations de type moindre carrés ou maximum de vraisemblance) et la méthode de type plug-in (Jones *et al.*, 1996). Les propriétés statistiques de cet estimateur (convergence vers la densité théorique) montrent que celui-ci constitue un outil puissant d'estimation (Durrieu, 1997 ; Durrieu *et al.*, 1999). C'est cette approche qui a été suivie et qui permettra de quantifier de la manière la plus exacte possible, la probabilité qu'un poisson dépasse une valeur seuil (ici la recommandation OMS de 0,5 mg Hg kg⁻¹, pf), quels que soient les sites de pêche et/ou la taille des individus capturés .

En particulier, grâce à cette approche, il a été possible de montrer (Briollais *et al.*, 2007) que $\hat{f}_h(x)$ est un estimateur consistant ($\hat{f}_h(x) \xrightarrow{P} f(x)$ quand h tend vers 0

où \xrightarrow{P} désigne la convergence en probabilité) qui tend asymptotiquement quand h tend vers 0 vers une loi normale.

$$\hat{f}_h(x) - f(x) \xrightarrow{L} N\left(\frac{h^2}{2} f''(x) \mu_2(K), \frac{1}{nh} f(x) \|K\|_2^2\right),$$

où \xrightarrow{L} désigne la convergence en loi.

L'illustration 32 présente de façon synthétique la distribution des différentes concentrations mesurées dans les muscles d'aymaras pour l'ensemble des 6 fleuves étudiés. La ligne verticale rouge illustre le seuil de la recommandation OMS de 0,5 mg Hg kg⁻¹, pf. Il est clair que la forme de la distribution est asymétrique pour tous les fleuves. En connaissant l'estimation de la loi de probabilité (ci-dessus), il a été calculé par intégration numérique la probabilité de dépasser cette recommandation ($\Pr\{[\text{Hg}] > 0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}, \text{ pf}\}$) pour l'ensemble des 6 fleuves étudiés. Ces calculs donnent des probabilités allant de 46% à 96%, du fleuve le moins contaminé (Oyapock) au plus contaminé (Sinnamary). Ces résultats révèlent donc le gradient de contamination existant entre les fleuves³. On peut voir aussi sur cette figure, le décalage de la distribution vers les valeurs les plus élevées qui confirme le gradient de contamination allant du fleuve le moins contaminé, l'Oyapock, au plus contaminé, le Sinnamary.

Le classement des fleuves, du moins contaminé vers le plus contaminé, est donc :

1. Oyapock
2. Comté
3. Maroni
4. Approuague
5. Mana
6. Sinnamary.

Cette information est très importante car elle montre que les probabilités élevées présentées sur cette figure soulignent les risques en termes de santé publique liés à la consommation de ce poisson. Il faut en effet remarquer que, même dans l'Oyapock, qui est le fleuve le moins contaminé, 50 % des aymaras présentent des niveaux de contamination supérieurs à la recommandation OMS. A l'autre extrême, dans le Sinnamary ce sont globalement tous les aymaras qui sont au-dessus de la recommandation OMS. Pour l'ensemble du fleuve Sinnamary considéré ici, le niveau de contamination est, en fait, du même ordre de grandeur que ce qui a été rapporté pour la partie du fleuve située en aval du barrage de Petit-Saut où une probabilité de

³ A noter, pour la communication au grand public, que la valeur complémentaire de ces probabilités donne la probabilité de pêcher un poisson inférieur à la recommandation OMS. Par exemple, dans le Sinnamary, il y a globalement que 4 chances sur 100 de pêcher un poisson non contaminé.

93 % de pêcher un aymara dépassant la recommandation OMS avait été calculée (Boudou *et al.*, 2005 ; Durrieu *et al.*, 2005).

On verra plus loin que ces résultats doivent toutefois être modulés en fonction de la localisation des sites où les poissons ont été pêchés le long de chaque fleuve.

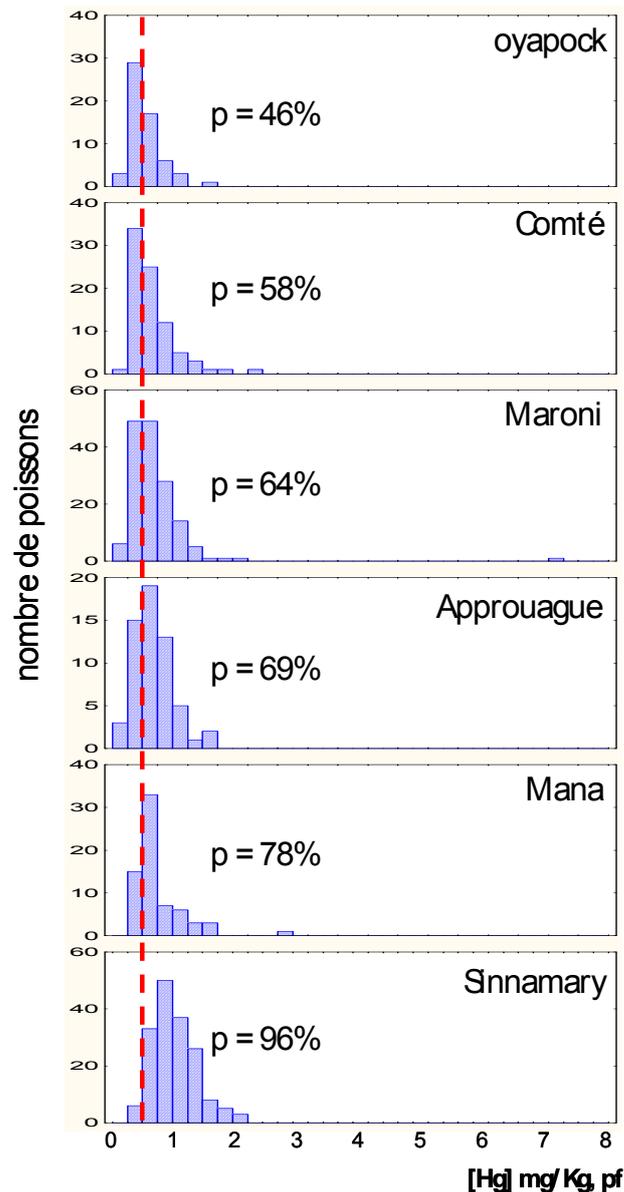


Illustration 32 : Distribution de l'ensemble des concentrations en mercure [Hg] mesurées dans le muscle de la totalité des aymaras pêchés pour les 6 fleuves de Guyane. Le trait rouge en pointillé représente la recommandation fixée par l'OMS ($0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf). Les probabilités $p (=Pr\{[Hg] > 0,5\})$ représentent les probabilités de pêcher un *Hoplias aimara* de concentration en Hg supérieure à la recommandation (intégration numérique de l'estimation de la densité en probabilité de [Hg] entre 0,5 et l'infini).

Suite à cette approche globale, il est maintenant possible de construire le SIG, de décrire et comparer entre eux les niveaux d'imprégnation par le mercure des poissons collectés pour chaque fleuve guyanais et ce après avoir effectué une normalisation de ces données en fonction de la longueur standard des poissons.

5.1.2. Construction du SIG :

La durée d'exposition est un des facteurs clé influençant le mécanisme de bioaccumulation d'un xénobiotique⁴ par un animal (Lucotte *et al.*, 1999). Dans le cas d'un poisson évoluant dans un système contaminé de manière chronique, la normalisation des données de bioaccumulation en fonction de la durée d'exposition et donc, implicitement, de la durée de vie du poisson est primordiale. C'est en effet ce qui permet d'effectuer une inter-comparaison des résultats acquis sur différents sites guyanais. Déterminer l'âge d'un poisson en milieu tropical-équatorial n'est malheureusement pas toujours possible⁵, les méthodes couramment utilisées en région tempérée n'étant pas adaptées à ce type de milieu (lecture des stries de croissance sur les otolites par exemple). Toutefois, comme présenté ci-dessus, il existe une bonne corrélation entre la taille (longueur standard) et la durée de vie d'un poisson : il apparaît donc possible de normaliser les données de bioaccumulation en utilisant la longueur standard des poissons (Roulet et Maury-Brachet, 2001). Plusieurs relations entre longueur-concentration en Hg, ont été décrites pour différentes espèces de poissons tropicaux et équatoriaux. Récemment, cette relation a été établie pour l'espèce *H. aimara* (Durrieu *et al.*, 2005). En conséquence, comme à ce jour il n'existe aucune technique fiable pour déterminer l'âge d'un aymara⁶, tous nos résultats ont été exprimés en référence à la longueur standard des poissons.

Pour l'ensemble des bassins hydrographiques étudiés, il a été établi 2 classes homogènes de taille en séparant les individus les plus petits (les plus jeunes) des individus les plus grands (les plus vieux). Ces deux classes ont été établies pour chaque fleuve à l'aide de la méthode de la médiane, en séparant les poissons de longueur inférieure et supérieure à la médiane. Les médianes étant statistiquement différentes suivant les fleuves, il a été calculé une médiane caractéristique pour chaque fleuve : 55 cm pour le Maroni, 61 cm pour la Mana, 58 cm pour le Sinnamary, 59 cm pour la Comté, 62 cm pour l'Approuague et 53 cm pour l'Oyapock.

⁴ Xénobiotique : Substance possédant des propriétés toxiques, même à très faible concentration (exemple métaux lourds ou molécules organiques).

⁵ Pour information, nous essayons actuellement de mettre au point une technique, basée sur les travaux de Meunier *et al.*, (1994) qui nous permettrait de réaliser la détermination de l'âge de ces poissons à partir des opercules. Les premiers résultats sont encourageants mais l'approche est longue et fastidieuse.

⁶ La détermination de l'âge des poissons en milieu tropical est très difficile pour deux raisons. Premièrement, le changement de vitesse de croissance osseuse, lié aux larges différences de température hiver – été est un des facteurs clés qui, en milieu tempéré, permet de lire les âges sur certains os comme les otolites. Or, ces écarts de température sont faibles dans un milieu comme la Guyane. Deuxièmement, le niveau de minéralisation des eaux influence fortement la visibilité de ces marques, qui est d'autant plus faible que les eaux sont peu minéralisées. Or, les eaux continentales en milieu tropical guyanais sont très peu minéralisées.

L'illustration 33 montre, à titre d'exemple, la distribution des longueurs de tous les *H. aimara* échantillonnés sur le fleuve Maroni, avec la position de la médiane calculée pour cette population.

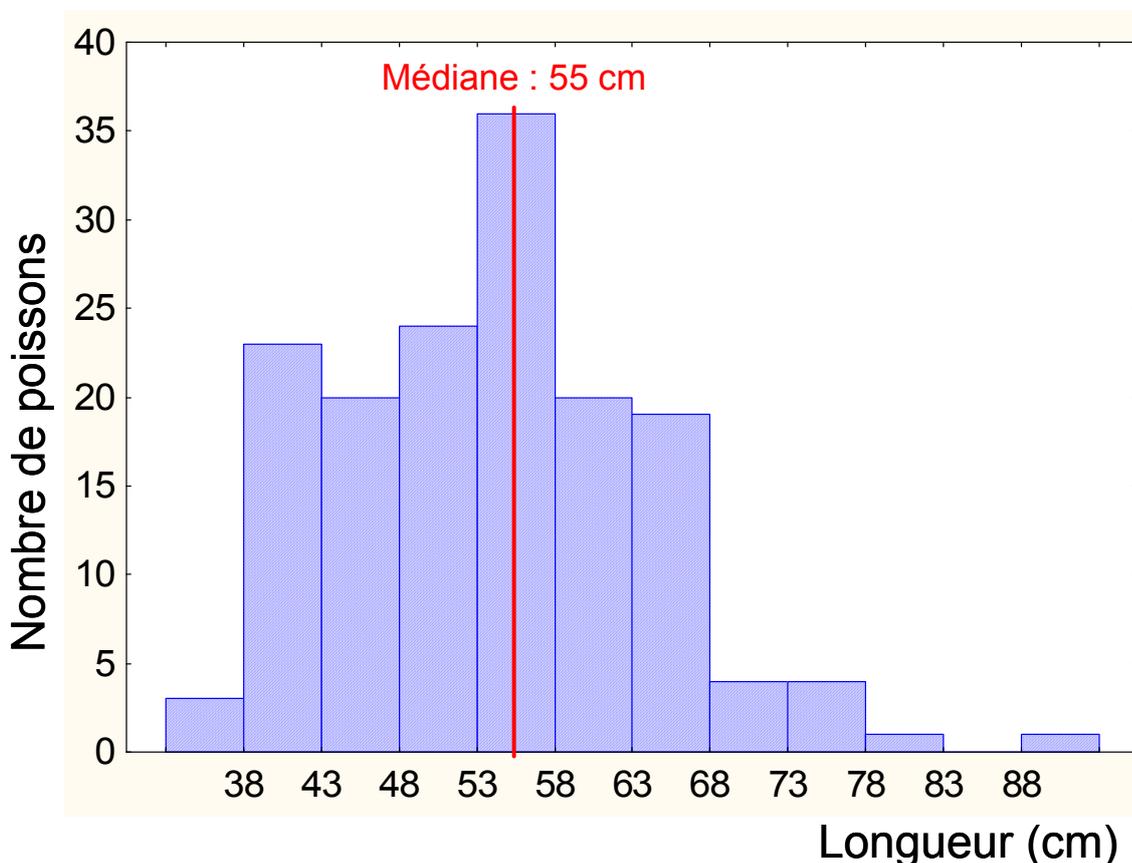


Illustration 33 : Distribution des longueurs de la totalité des aymaras pêchés pour le fleuve Maroni et représentation de la médiane.

Il est important de préciser qu'avec ce choix des classes de longueur, il a été possible de faire apparaître statistiquement, pour les 6 fleuves considérés, des différences entre les niveaux d'imprégnation en Hg des jeunes individus (longueur inférieure à la médiane : classe A) et des individus plus âgés (longueur supérieure à la médiane : classe B), comme le montre l'illustration 34. Quel que soit le fleuve considéré, les plus grands poissons sont bien systématiquement les plus contaminés. Dans la suite de l'analyse, il sera donc présenté pour chaque zone échantillonnée, les états de contamination pour, d'une part, les poissons dont la taille est inférieure à la médiane et, d'autre part, ceux dont la taille est supérieure à cette médiane.

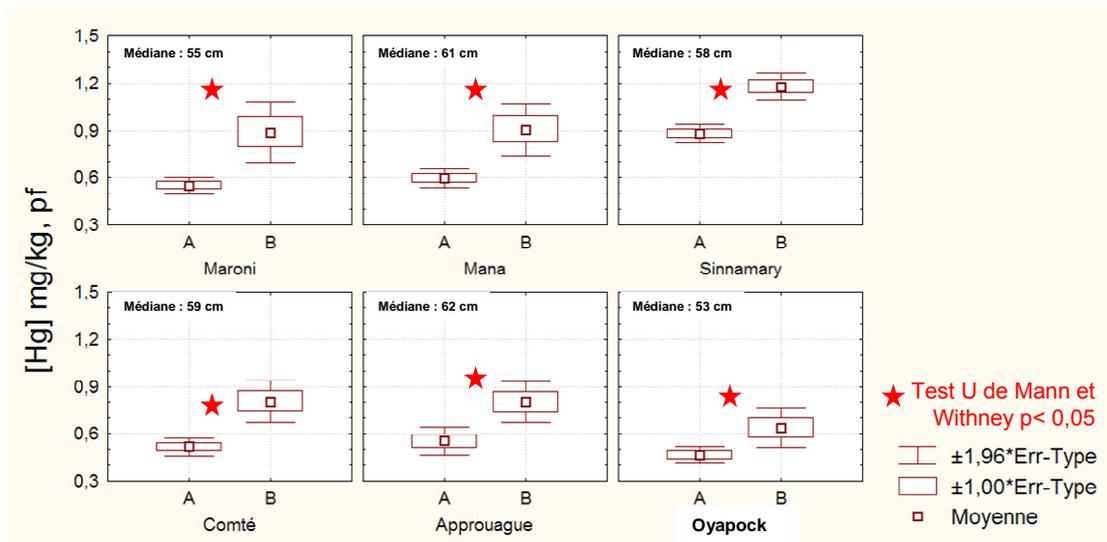


Illustration 34 : Boîte à moustaches des concentrations en mercure dans le muscle de la totalité des aymaras pêchés suivant les 2 classes de longueur (A = longueur ≤ médiane ; B = longueur > médiane) pour les 6 fleuves. ★ montre une différence significative au seuil de 5 %.

Définitions des sites d'étude :

L'illustration 35 représente les différentes stations de pêche qui ont été exploitées au cours des deux programmes de recherches CNRS et BRGM. L'illustration 36 présente l'ensemble des sites d'étude retenus pour le SIG ; ces sites ont été définis en regroupant plusieurs stations de pêche, afin d'obtenir, pour chacun d'entre eux, un effectif de *H.aimara* suffisant d'un point de vue statistique. En effet, il faut mentionner ici que chaque station de pêche ne peut pas représenter un site pour le SIG, car plusieurs facteurs rendent difficile la collecte d'un grand nombre d'individus de cette espèce sur une même station de pêche :

- *H. aimara* est un prédateur de fin de chaîne trophique et, par conséquent, présente une faible densité d'individus comparativement à d'autres poissons placés plus bas dans le réseau alimentaire ;
- c'est un poisson particulièrement recherché par les amérindiens, comme par les orpailleurs. Cette « popularité » contribue donc à sa raréfaction ;
- la très forte turbidité des eaux étroitement liée aux activités d'orpillage perturbe considérablement le milieu. Or, les poissons piscivores fuient ce milieu hostile (chasse à vue, colmatage des branchies, ...).

Une partie de la démarche dans la définition de ces sites a été de regrouper des stations de pêche pour obtenir d'une part des effectifs statistiquement représentatifs, et, d'autre part, d'observer des distances « inter-sites » suffisantes, qui correspondent aux aires de vie ou « territoires » des aymaras (chaque site représente un secteur de rivière qui couvre une distance proche de 10 km).

Il faut souligner qu'il a fallu être particulièrement vigilant sur le fait que les sites définis au travers de cette approche, regroupent des stations de pêche soumises à des pressions de contamination comparables. Le nombre de sites ainsi sélectionnés est

respectivement : 16, 8, 9, 6, 8 et 7 pour le Maroni, la Mana, le Sinnamary, la Comté, l'Approuague et l'Oyapock, soit au total 54 sites. L'ensemble des informations relatives à ces sites est regroupé dans le tableau 11.

En dernier lieu, il faut mentionner que la couverture géographique ainsi réalisée a été tributaire des contingences liées aux difficultés de pêche et de prélèvement des poissons, contraintes déjà évoquées plus haut.

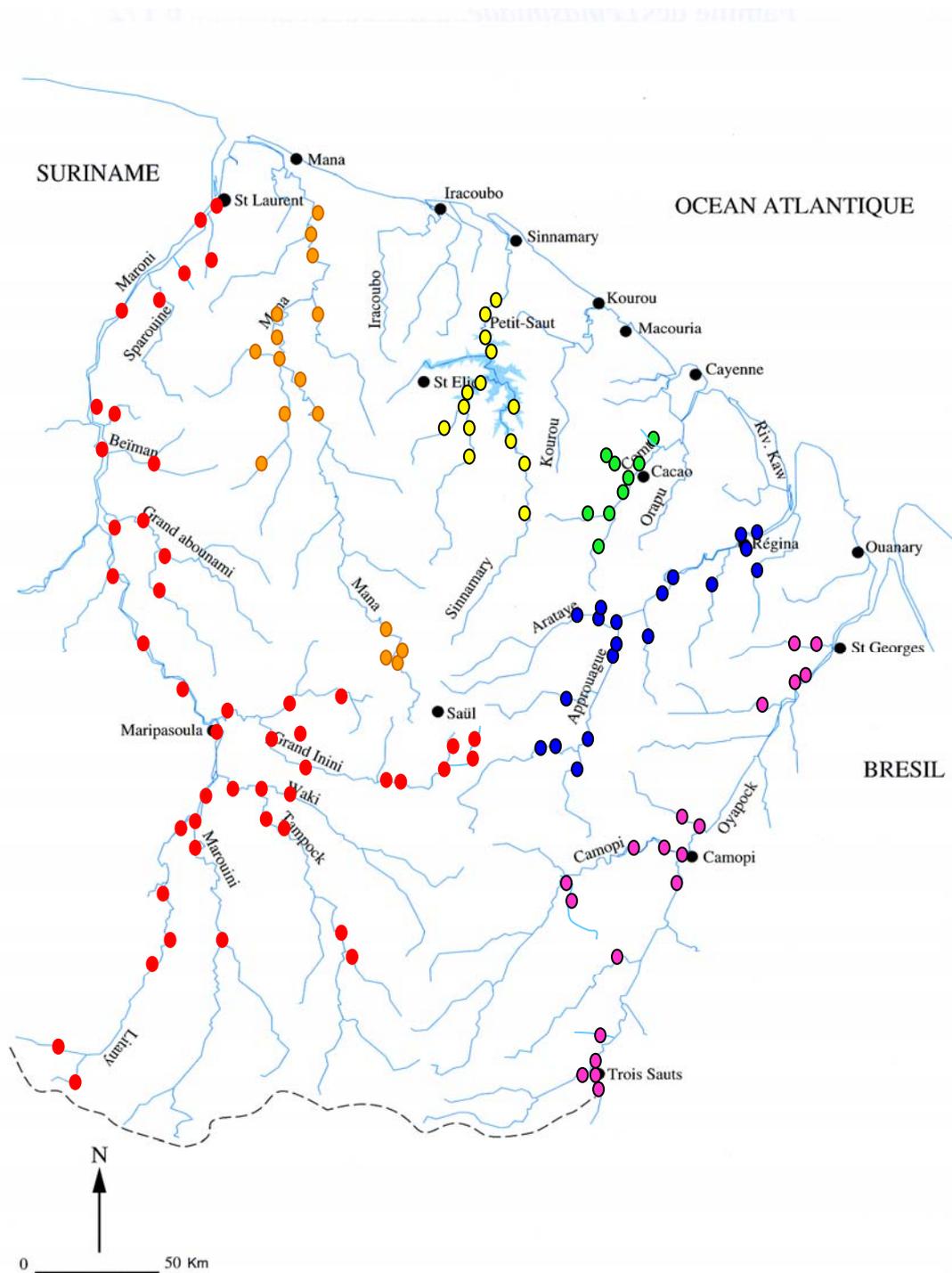


Illustration 35 : Localisation des stations de pêche pour les deux programmes CNRS et BRGM. Chaque couleur correspond à une station de pêche pour chaque fleuve : (●) : Maroni ; (●) : Mana ; (●) : Sinnamary ; (●) : Comté ; (●) : Approuague et (●) : Oyapock).

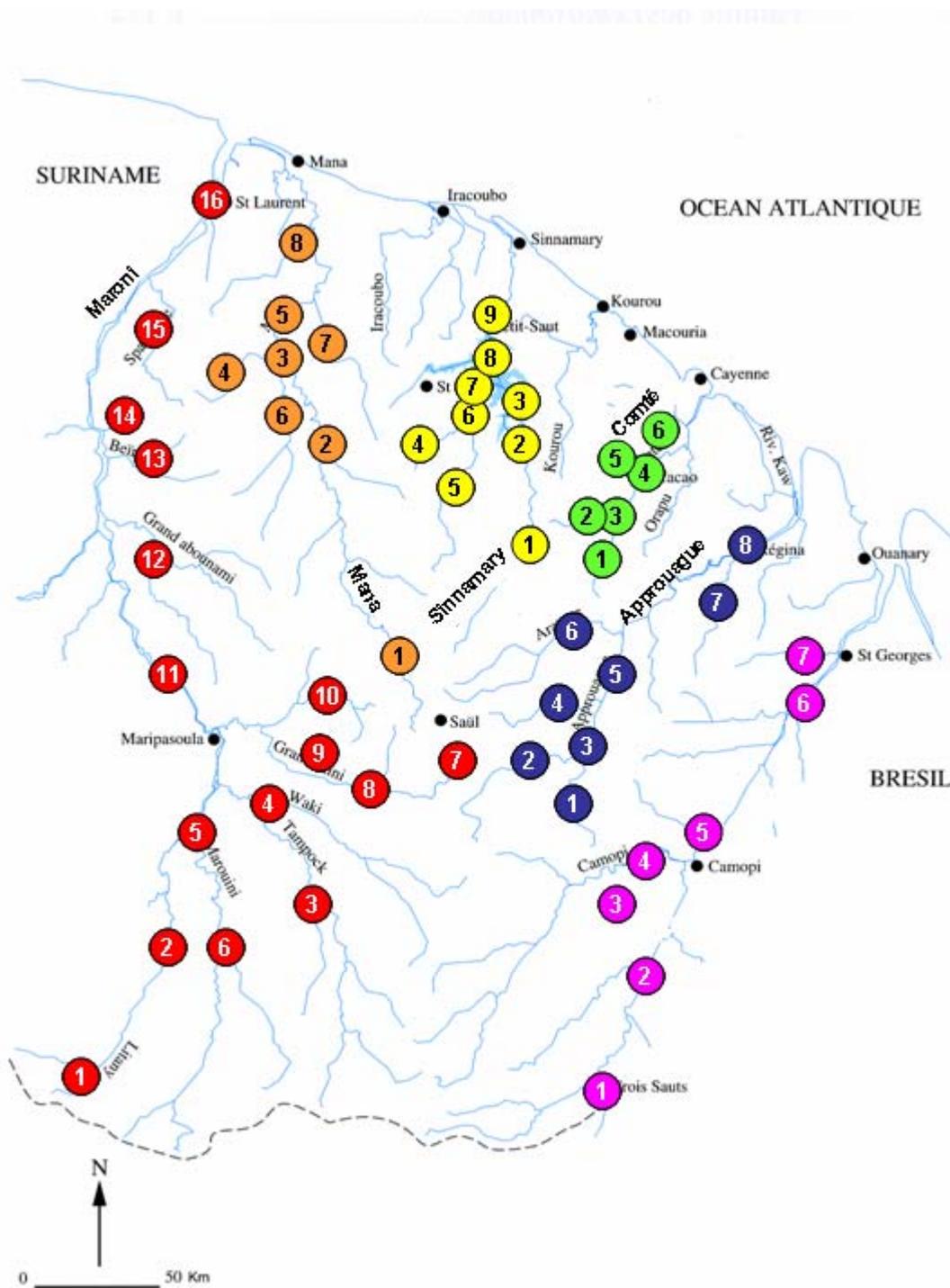


Illustration 36 : Localisation des sites choisis pour le SIG. Les numéros à l'intérieur des cercles correspondent aux numéros de site pour chaque fleuve (● : Maroni ; ● : Mana ; ● : Sinnamary ; ● : Comté ; ● : Approuague et ● : Oyapock).

| fleuve | Sites | fleuve | Sites | |
|-----------|--|--------------------------|--|---------------------------|
| Maroni | 1 Source Litany | Sinnamary | 4 crique Leblond | |
| | 2 rivière Litani (Happapota) | | 5 rivière Koursibo | |
| | 3 rivière Tampok (Saut Pierkourou) | | 6 Lac Petit Saut (saut Lucifer) | |
| | 4 rivière Waki x Tampok | | 7 Lac Petit Saut (saint Eugène) | |
| | 5 Antecume Pata | | 8 Lac Petit Saut (Génipa) | |
| | 6 crique Wanapi | | 9 fleuve Sinnamary (Kérenroch) | |
| | 7 crique Limonade X crique Coulevre | | Comté | 1 rivière Comté (Bélizon) |
| | 8 rivière Gd Inini (Etats-Unis) | | | 2 crique Galibi (début) |
| | 9 crique Eau Claire X crique Dupouy | | | 3 rivière Comté (Lysis) |
| | 10 rivière Pt Inini (Cambrouze) | 4 crique Bagot | | |
| | 11 fleuve Maroni (Papaïchton) | 5 rivière Comté (Cacao) | | |
| | 12 rivière Abounami X rivière Petit Abounami | 6 Pri-pri (Pisciculture) | | |
| | 13 crique Beiman (dégrad Yaya) | Approuague | 1 crique Sapokaï | |
| | 14 crique Mouchounga | | 2 fleuve Approuague (Saut Petit Japigny) | |
| | 15 fleuve Maroni (Sparouine) | | 3 fleuve Approuague (Saut grand Kanori) | |
| | 16 fleuve Maroni (St Laurent du Maroni) | | 4 crique Couy | |
| Mana | 1 fleuve La Mana (Repentir) | | 5 fleuve Approuague (Saut Gand Machikou) | |
| | 2 fleuve La Mana (Bois Courroné) | | 6 crique Arataï X crique Japigny | |
| | 3 fleuve La Mana (Polémie) | | 7 crique Mataroni (Dubol) | |
| | 4 Crique Léopard | | 8 fleuve Approuague (Régina) | |
| | 5 fleuve La Mana (Deux Fromagers) | Sinnamary | 1 fleuve Oyapok (3 Sauts) | |
| | 6 Rivière Arouani | | 2 crique Moulou Moulou | |
| | 7 Crique Kokioko | | 3 crique Yanioué (début) | |
| | 8 fleuve La Mana (Angoulême) | | 4 rivière Camopi (Saut Camopi) | |
| Sinnamary | 1 fleuve Sinnamary (2 Roros) | | 5 crique Sikini (début) | |
| | 2 Lac Petit Saut (Saut Takari Tanté) | | 6 fleuve Oyapok (Saut Maripa) | |
| | 3 Lac Petit Saut (Vata) | | 7 crique Gabaret (Saut Mombin) | |

Tableau 11 : Numéros et nom des sites définis pour le SIG.

Etude du SIG fleuve par fleuve :

Les résultats des niveaux de contamination des aymaras ont été abordés fleuve par fleuve, en commençant par le fleuve où les plus faibles concentrations en Hg total ont été relevées : l'Oyapok ; en progressant vers les fleuves présentant les niveaux de plus en plus importants : Comté, Maroni, Approuague, Mana, Sinnamary. Les analyses sont présentées sur les illustrations 37 à 43 de type SIG, qui présentent sous forme de cartes les différents niveaux d'imprégnation en Hg des *H. aimara* collectés dans les six fleuves étudiés en fonction :

- des zones de pêche décrites précédemment (Ill. 36) qui sont caractérisées par des numéros correspondant aux noms des sites (rappelés dans le tableau qui accompagne chaque figure). Ce tableau présente aussi les valeurs moyennes des concentrations en mercure et des longueurs pour chaque site et chaque classe de longueur ;
- des 2 classes de longueur choisies, inférieures ou supérieures à la médiane pour le fleuve considéré (petits et grands poissons) ;
- de la concentration en mercure définie par les 3 classes choisies pour construire le SIG :

Classe de concentration 1 : $< 0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf (muscle faiblement contaminé car en dessous de la recommandation OMS ) ;

Classe de concentration 2 : concentrations en Hg dans le muscle comprises entre $0,5$ et 1 mg Hg kg^{-1} , pf, soit deux fois la recommandation OMS (muscle moyennement contaminé ) ;

Classe de concentration 3 : concentrations supérieures à 1 mg Hg kg^{-1} , pf (muscle fortement contaminé ).

Trois classes de contamination ont été choisies par rapport à la recommandation OMS pour être le plus représentatif possible des risques encourus par les populations lors de la consommation de ce type de poisson piscivore.

- **L'Oyapock**

Les niveaux d'imprégnation en Hg des aymaras sur l'Oyapock vont de faiblement contaminés (concentration en Hg $< 0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf) à moyennement contaminés ($< 1 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf). Il est important de noter qu'aucune valeur moyenne n'est au-dessus de 1 mg Hg kg^{-1} , pf. Les grands poissons présentent néanmoins, comme partout en Guyane, les niveaux d'imprégnation les plus élevés par rapport aux petits aymaras et ce quel que soit le site. A noter aussi que ces niveaux sont particulièrement faibles sur la partie amont du fleuve, (Trois Sauts). Sur ce site (site 1, Ill. 37), les concentrations sont en dessous de la recommandation OMS quelle que soit la classe de taille considérée. Une hypothèse peut être avancée pour expliquer ces faibles valeurs : cette zone n'aurait jamais été orpaillée. Au regard des concentrations en Hg déterminées dans les *H. aimara*, ce site est en fait le site le moins contaminé par le mercure en Guyane française dans le cadre de cette étude et de celle menée par le CNRS (« Mercure en Guyane phase I »).

On peut supposer qu'un site qui n'a pas été orpaillé comme Trois Sauts (1) sur l'Oyapock, peut servir de « site de référence » ou « bruit de fond ». Toutefois, il faut souligner que, si l'on considère le site de Trois Sauts comme « site de référence » en Guyane, les niveaux de contamination en mercure dans les poissons piscivores sont importants (proche de la recommandation OMS). En effet, la présence supposée naturelle du mercure dans les sols amazoniens caractérisé par des propriétés particulières comme sa forte capacité à se bioaccumuler au niveau des organismes et à se bioamplifier le long de la chaîne trophique, conduisent à des niveaux de contamination humaine importants, ceci en relation avec la consommation excessive de poissons sur le site de Trois Sauts même en l'absence supposée d'orpaillage.

Toutefois, un nouveau programme de recherche « EC2O, 2007-2009 » a été mis en place pour répondre à la question : « le site de Trois Sauts peut-il être considéré comme site de référence ? La contamination par le mercure de cet écosystème est-elle d'origine naturelle (érosion des sols tropicaux riche en mercure) et/ou d'origine anthropique (orpaillage) ? ». L'objectif principal de cette étude consiste à mieux comprendre les transferts de mercure dans l'environnement tropical et en particulier à identifier et quantifier les sources d'origine naturelle et anthropique, en utilisant les

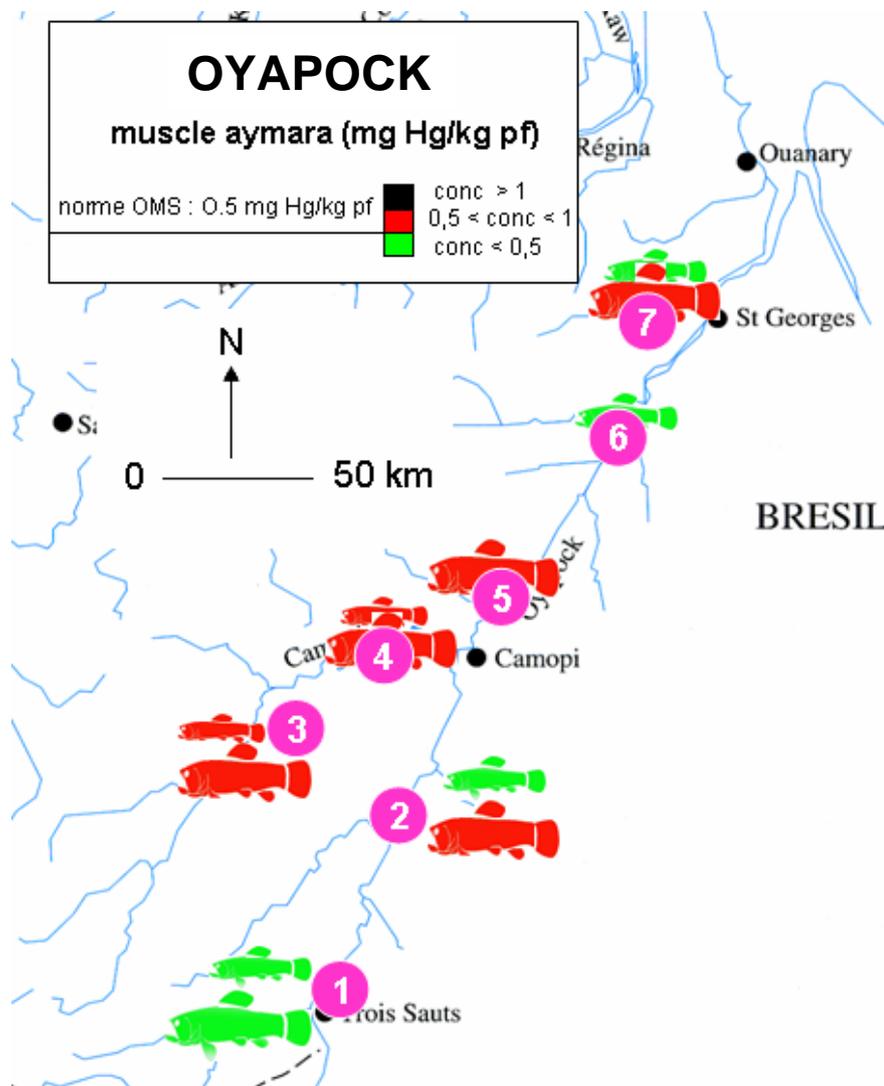
différences de fractionnement isotopique de Hg dans les principaux compartiments (eau, air, sol, organismes vivants depuis les organismes aquatiques jusqu'à l'homme) (Epov *et al.*, 2007). La comparaison, entre autres, de deux sites guyanais : un non orpaillé (Trois Sauts) avec un autre soumis aux activités d'orpaillage (Camopi/Sikini) permettra de répondre à cette question.

Par contre, des niveaux d'imprégnation en Hg plus importants ont été relevés pour les poissons collectés au niveau des zones situées plus en aval sur l'Oyapock. Il est important de préciser que, dans la partie aval du fleuve, les individus collectés à proximité ou en aval de sites d'orpaillage, présentent les concentrations les plus élevées crique Yanioué (3), rivière Camopi (4) et crique Sikini (5) (Ill. 37).

Pour le site (6) Saut Maripa, les valeurs de Hg observées dans le tissu musculaire des aymaras sont plus faibles et très proches de la recommandation OMS. Ces sites de la zone aval sont soumis à l'influence de la marée. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce relatif faible niveau de contamination : les réseaux trophiques diffèrent de ceux des zones amont, avec la présence d'espèces euryhalines⁷ ; les concentrations en Hg dans les proies consommées sont plus faibles ; les entrées d'eau saumâtre et de matières en suspension (forte turbidité des eaux en provenance des apports amazoniens) au niveau de l'estuaire, *via* les courants de marée, contribuent à diluer les teneurs en métal dans les compartiments abiotiques (colonne d'eau et sédiments) et à réduire la biodisponibilité du mercure et du méthylmercure.

Pour le site Gabaret (7), les niveaux de contamination sont relativement faibles, proche de la recommandation OMS, cette crique n'étant pas orpaillée on peut supposer que les valeurs faibles des niveaux de contamination dans les poissons sont liés à l'absence d'orpaillage.

⁷ Organisme aquatique qui a la faculté de supporter des changements alternatifs et brusques de salinité de l'eau.



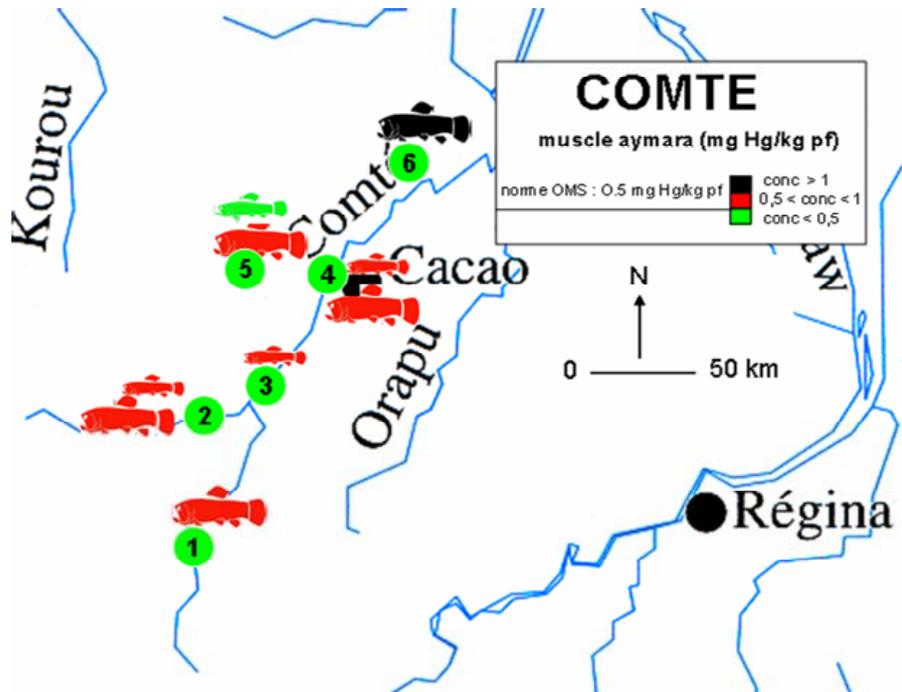
| Classes de longueur | | [38 - 53 cm] | | | | [53 - 100 cm] | | | | |
|---------------------|---|--------------|----------|-------|-------|---------------|------------|----------|-------|-------|
| Sites | N | conc. Moy. | SE conc. | long. | SE | N | conc. Moy. | SE conc. | long. | SE |
| | | | | Moy. | long. | | | | Moy. | long. |
| 1 | 8 | 0.415 | 0.048 | 50.0 | 0.9 | 7 | 0.356 | 0.057 | 83.6 | 6.9 |
| 2 | 3 | 0.396 | 0.059 | 46.3 | 3.7 | 3 | 0.656 | 0.109 | 65.3 | 2.4 |
| 3 | 3 | 0.688 | 0.155 | 44.0 | 3.2 | 4 | 0.790 | 0.126 | 63.0 | 2.3 |
| 4 | 5 | 0.539 | 0.056 | 49.2 | 1.2 | 3 | 0.839 | 0.191 | 60.0 | 2.1 |
| 5 | 2 | 0.385 | 0.038 | 43.0 | 5.0 | 6 | 0.763 | 0.189 | 63.8 | 2.1 |
| 6 | 8 | 0.418 | 0.031 | 44.6 | 1.7 | 4 | 0.522 | 0.140 | 62.8 | 4.0 |

Illustration 37 : Cartographie de la contamination par le mercure des aymaras sur le fleuve Oyapock (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007.

- **La Comté**

Pour la Comté (excepté pour le site (6) pri-pri pisciculture), les niveaux de contamination de l'ensemble des poissons analysés sont relativement faibles par comparaison à l'ensemble des fleuves étudiés. Ils demeurent toutefois supérieurs à la recommandation OMS quel que soit le site et la classe de taille considérés. Seuls les jeunes individus de la crique Bagot (site 4, Ill. 38) possèdent des concentrations en Hg inférieures à cette recommandation. Pour ce fleuve, les niveaux d'imprégnation augmentent de l'amont vers l'aval : (1) Bélizon, (3) Lysis, (5) Cacao. A noter que les concentrations des poissons prélevés sur le site « Pri-pri » (pisciculture) sont particulièrement élevées ($1,153 \pm 0,133 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf). Ce site est constitué d'une vaste zone marécageuse où des zones hypoxiques, voire anoxiques, sont susceptibles d'exister, à l'instar de ce qui a été observé sur la retenue de Petit Saut (Dominique, 2006, Muresan, 2006). Ce site serait donc propice à la formation de méthylmercure par les voies bactériennes mentionnées précédemment (BSR notamment), conduisant à une bioaccumulation et une bioamplification de cette forme organique, aboutissant *in fine* aux forts niveaux d'accumulation observés dans le muscle *des aymarás*. Cette hypothèse reste à vérifier, par des études géochimiques visant à déterminer les concentrations du MMHg dans les différents compartiments de l'hydrosystème.

Un point particulier, le niveau d'imprégnation en Hg des poissons de la crique Galibi (2) qui est plus faible, proche de la recommandation OMS. A notre connaissance, ce site est peu orpaillé.



| Classes de longueur | | [38 - 59 cm] | | | | | [59 - 109 cm] | | | | |
|---------------------|-------------------------|--------------|------------|----------|------------|----------|---------------|------------|----------|------------|----------|
| Sites | | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. |
| 1 | rivière Comté (Bélizon) | | | | | | 9 | 0.625 | 0.088 | 75.0 | 3.8 |
| 2 | crique Galibi (début) | 5 | 0.545 | 0.072 | 53.2 | 2.7 | 7 | 0.502 | 0.076 | 65.7 | 2.5 |
| 3 | rivière Comté (Lysis) | 5 | 0.592 | 0.083 | 55.6 | 0.4 | | | | | |
| 4 | crique Bagot | 23 | 0.478 | 0.028 | 49.0 | 1.1 | 5 | 0.682 | 0.063 | 68.4 | 5.9 |
| 5 | rivière Comté (Cacao) | 8 | 0.586 | 0.112 | 54.9 | 1.0 | 4 | 0.869 | 0.217 | 71.0 | 2.6 |
| 6 | Pri-pri (Pisciculture) | | | | | | 14 | 1.153 | 0.133 | 80.1 | 3.5 |

Illustration 38 : Cartographie de la contamination par le mercure des ayumaras sur le fleuve Comté (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007.

• Le Maroni

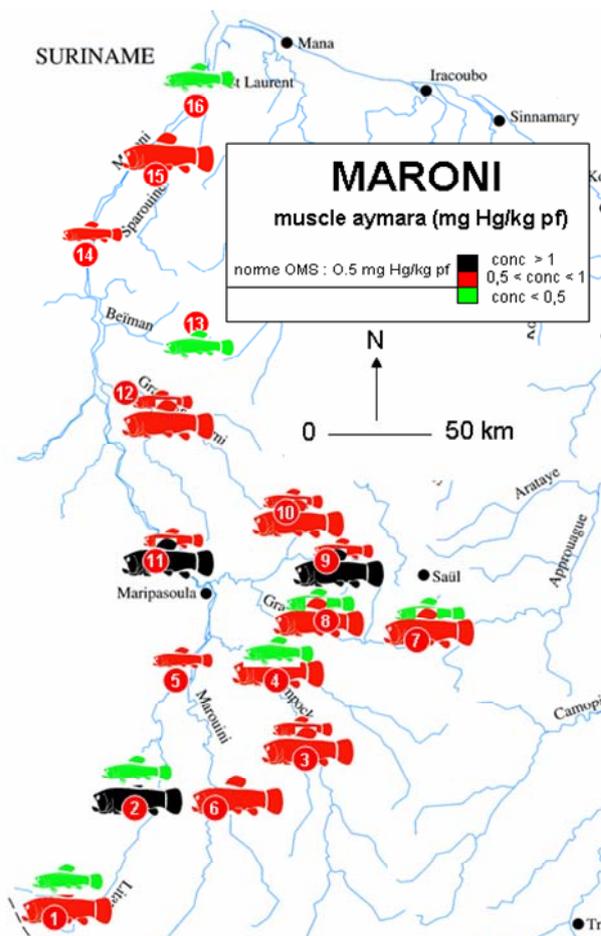
Ici, comme sur la Comté, quel que soit le site étudié, les poissons de la classe « grande taille » présentent tous des niveaux de concentrations en Hg supérieurs à la recommandation OMS. Par contre, dans 7 sites sur 16, les individus de petite taille sont caractérisés par des concentrations inférieures à cette recommandation (III. 39). Comme pour le fleuve Oyapock, ces faibles niveaux de contamination sont observés essentiellement dans les parties amont et aval du fleuve. Les hypothèses émises pour l'Oyapock peuvent s'appliquer dans le cas du fleuve Maroni :

- faible activité d'orpaillage dans la partie amont du fleuve, retirée et difficile d'accès. Notons toutefois que pour les poissons de grande taille, les niveaux de contamination sont supérieurs à ceux mesurés dans le tissu musculaire des poissons provenant de la zone amont de l'Oyapock ($0,356 \pm 0,05 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf). Cette différence pourrait en partie s'expliquer par la présence récente d'activités d'orpaillage clandestin sur la partie amont du Maroni Litani (sites 1 et 2), plus précisément sur la rive surinamienne alors que pour l'Oyapock, la forte répression exercée par les autorités brésiliennes contribue à limiter, voire à supprimer, ces activités clandestines ;
- pour le site 16 (Saint Laurent du Maroni), comme sur l'Oyapock, l'influence de la zone estuarienne et les courants de marée peuvent expliquer les plus faibles niveaux de contamination observés.

Dans la partie médiane du fleuve Maroni (sites 5 et 11), les aymaras présentent systématiquement des concentrations moyennes, voire comparativement très élevées. Le Maroni sur ces deux sites est alimenté par des criques orpaillées de manière légale ou clandestine. De plus, l'ensemble des niveaux d'imprégnations en Hg mesurés sont significativement supérieurs dans les poissons collectés dans ces dites criques orpaillées (sites 3 et 4, ainsi que 6 à 10 et 12, III. 39). Ces résultats sont en accord avec ceux caractérisant les différentes zones du fleuve Oyapock : la présence de sites d'orpaillage contribue à un accroissement des concentrations de Hg dans les poissons.

A noter enfin les importantes difficultés à pêcher des aymaras sur la rivière Petit Inini (site 10). La turbidité très importante des eaux, liée à l'orpaillage, n'est pas propice au développement et maintien de ces poissons piscivores, qui fuient un milieu que l'on peut qualifier d'extrême. Il a donc été nécessaire de regrouper plusieurs zones de pêche pour atteindre un nombre suffisant de poissons pour cette zone. Il en est de même, sur le lit principal du fleuve, pour les sites allant de Papaïchton à Saint Laurent du Maroni. En effet, cette partie du fleuve est habitée sur l'ensemble des deux rives et elle subit une très forte pression de pêche, qui contribue à la raréfaction des aymaras. Pour les sites 12 à 15, les données correspondent à des pêches réalisées sur les criques adjacentes du Maroni : (12) Abounami, (13) Beiman, (14) Mouchounga et (15) Sparouine.

Pour la crique Beiman (13), où les valeurs observées sont particulièrement faibles, les poissons ont été pêchés dans la zone amont de la rivière qui n'est pas orpaillée, ce qui pourrait expliquer le faible niveau de contamination.



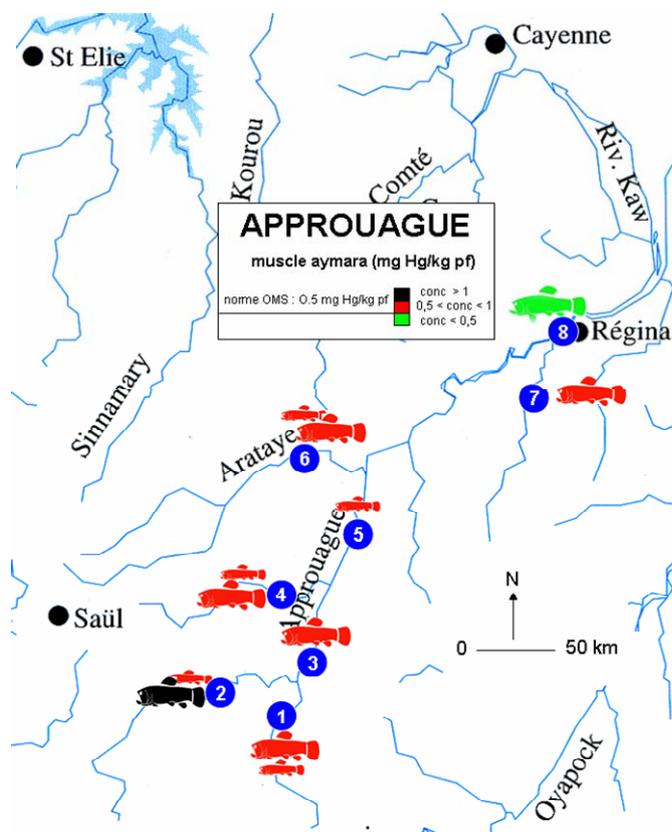
| Classes de longueur | | [38 - 55 cm] | | | | | [55 - 80 cm] | | | | |
|---------------------|---|--------------|------------|----------|------------|----------|--------------|------------|----------|------------|----------|
| Sites | | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. |
| 1 | Source Litany | 4 | 0.386 | 0.093 | 47.0 | 2.0 | 6 | 0.651 | 0.037 | 68.7 | 2.6 |
| 2 | rivière Litani (Happapota) | 7 | 0.490 | 0.057 | 45.4 | 1.8 | 4 | 1.102 | 0.378 | 64.0 | 4.1 |
| 3 | rivière Tampok (Saut Pierkourou) | 6 | 0.628 | 0.077 | 48.8 | 2.1 | 4 | 0.891 | 0.178 | 61.0 | 2.6 |
| 4 | rivière Waki x Tampok | 6 | 0.487 | 0.120 | 46.0 | 1.5 | 9 | 0.666 | 0.099 | 60.3 | 1.2 |
| 5 | Antecume Pata | 9 | 0.572 | 0.077 | 48.3 | 1.4 | | | | | |
| 6 | crique Wanapi | | | | | | 5 | 0.846 | 0.178 | 60.7 | 2.6 |
| 7 | crique Limonade X crique Couleuvre | 3 | 0.461 | 0.056 | 48.0 | 4.7 | 9 | 0.616 | 0.059 | 63.6 | 3.7 |
| 8 | rivière Gd Inini (Etats-Unis) | 6 | 0.418 | 0.067 | 48.0 | 2.5 | 17 | 0.787 | 0.068 | 63.4 | 1.1 |
| 9 | crique Eau Claire X crique Dupouy | 7 | 0.801 | 0.127 | 48.5 | 2.1 | 4 | 1.005 | 0.298 | 62.8 | 2.0 |
| 10 | rivière Pt Inini (Cambrouze) | 2 | 0.738 | 0.045 | 49.5 | 5.5 | 4 | 0.848 | 0.187 | 60.8 | 3.1 |
| 11 | fleuve Maroni (Papaïchton) | 9 | 0.611 | 0.071 | 45.3 | 2.1 | 3 | 1.130 | 0.269 | 63.3 | 2.9 |
| 12 | rivière Abounami X rivière Petit Abounami | 6 | 0.608 | 0.083 | 48.0 | 2.5 | 4 | 0.926 | 0.144 | 73.3 | 2.9 |
| 13 | crique Beiman (dégrad Yaya) | 4 | 0.259 | 0.020 | 47.0 | 1.4 | | | | | |
| 14 | crique Mouchounga | 4 | 0.654 | 0.063 | 45.0 | 2.9 | | | | | |
| 15 | fleuve Maroni (Sparouine) | | | | | | 5 | 0.664 | 0.074 | 59.2 | 0.9 |
| 16 | fleuve Maroni (St Laurent du Maroni) | 7 | 0.300 | 0.029 | 45.7 | 2.2 | | | | | |

Illustration 39 : Cartographie de la contamination par le mercure des ayumaras sur le fleuve Maroni (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007.

- **L'Approuague**

C'est seulement dans la partie aval du bassin de l'Approuague que l'on trouve des poissons satisfaisant aux critères de l'OMS (site 8, III. 40). Encore une fois, il semblerait que l'influence estuarienne et les modifications qui y sont liées (cf. plus haut), agissent sur les niveaux d'imprégnation en Hg des poissons situés au sommet des réseaux trophiques aquatiques.

D'une façon générale, dans ce fleuve, l'ensemble des poissons collectés, grands et petits, présentent des concentrations en Hg plus importantes que dans les fleuves précédemment étudiés. Sur l'Approuague, les niveaux d'imprégnation en Hg des poissons collectés dans la zone amont apparaissent nettement plus élevés que ceux mesurés pour les poissons du fleuve Oyapock ou Maroni. Il est nécessaire de rappeler, à ce niveau de la discussion, que l'ensemble du fleuve Approuague, ainsi que l'ensemble des criques formant son bassin versant, furent très fortement orpaillés par le passé. Cet orpaillage ancien, auquel il faut ajouter un orpaillage clandestin actuel, pourrait expliquer les fortes concentrations observées dans les poissons de ce fleuve. Par exemple, les forts niveaux d'imprégnation, proches de $1 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ pf}$, soit deux fois la recommandation OMS, mesurés dans les poissons de grande taille collectés sur les sites de Saut Pararé et Saut Japigny, localisés sur le fleuve, ou sur le site de Couy, sur la crique du même nom.



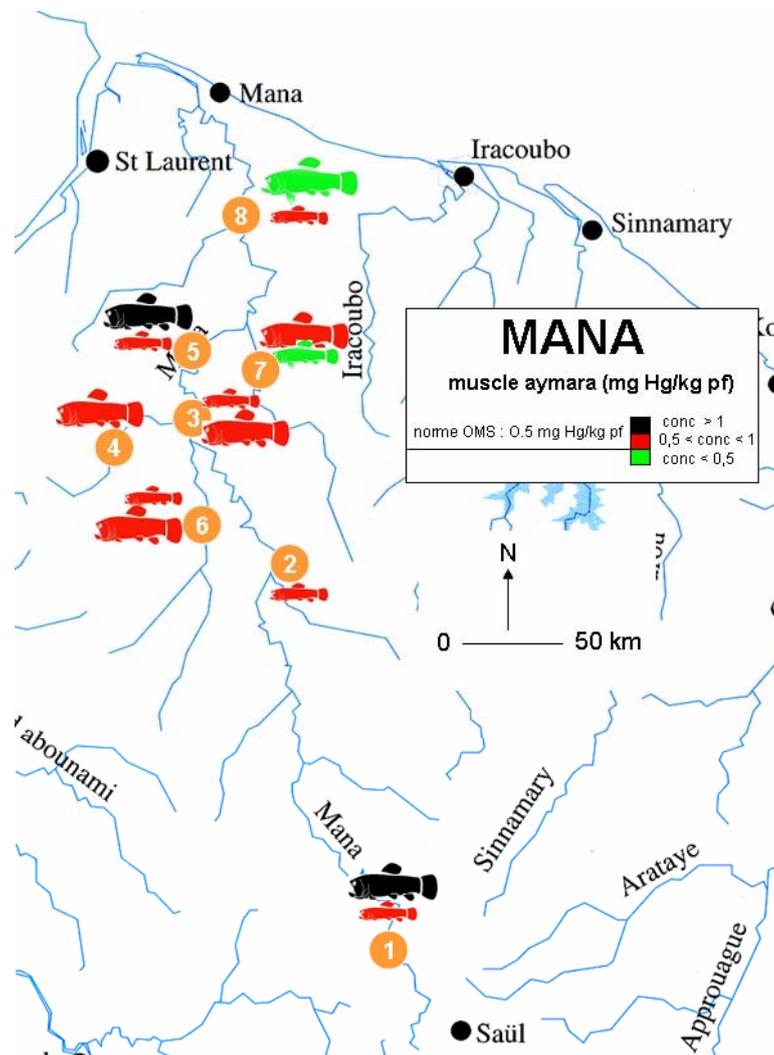
| Classes de longueur | [38 - 62 cm] | | | | | [62 - 102 cm] | | | | | |
|---------------------|--|----|------------|----------|------------|---------------|---|------------|----------|------------|----------|
| | Sites | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. |
| 1 | crique Sapokai | 3 | 0.575 | 0.217 | 45.7 | 4.3 | 4 | 0.882 | 0.057 | 68.0 | 1.8 |
| 2 | fleuve Approuague (Saut Petit Japigny) | 4 | 0.751 | 0.075 | 52.0 | 3.0 | 5 | 1.093 | 0.117 | 67.8 | 1.9 |
| 3 | fleuve Approuague (Saut grand Kanori) | | | | | | 3 | 0.576 | 0.193 | 67.3 | 2.2 |
| 4 | crique Couy | 2 | 0.729 | 0.056 | 45.0 | 2.0 | 6 | 0.924 | 0.235 | 69.8 | 0.8 |
| 5 | fleuve Approuague (Saut Gand Machikou) | 5 | 0.642 | 0.146 | 54.8 | 1.5 | | | | | |
| 6 | crique Aratai X crique Japigny | 11 | 0.505 | 0.040 | 50.5 | 2.3 | 4 | 0.677 | 0.083 | 67.3 | 1.7 |
| 7 | crique Mataroni (Dubol) | | | | | | 3 | 0.834 | 0.067 | 67.0 | 2.3 |
| 8 | fleuve Approuague (Régina) | | | | | | 4 | 0.443 | 0.094 | 80.3 | 7.7 |

Illustration 40 : Cartographie de la contamination par le mercure des aymaras sur le fleuve Approuague (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007.

• La Mana

A l'image de ce qui vient d'être décrit pour l'Approuague, c'est au niveau du site localisé dans la partie aval du fleuve, soumis à l'influence estuarienne, que l'on observe les plus faibles concentrations en Hg dans les poissons. A ce niveau (Site 8 - Angoulême, Ill. 41), les poissons de faible et grande tailles présentent des niveaux d'imprégnation voisins de la recommandation OMS ($0,542 \pm 0,06$ et $0,488 \pm 0,04$ mg Hg kg⁻¹, pf, pour les poissons de faible et grande tailles, respectivement).

Pour l'ensemble des autres sites étudiés, les concentrations en Hg sont élevées, voire très élevées, notamment au niveau des sites 1, 3, 4 et 5 (Ill. 41). Pour les sites 3 et 4, les poissons de grande taille présentent des niveaux d'imprégnation en Hg voisins de $0,9 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf, les poissons provenant des sites 1 et 5 ayant quant à eux des concentrations supérieures à 1 mg Hg kg^{-1} , pf (sites Ill. 41). Signalons que ces deux derniers sites correspondent à des zones fortement orpaillées à l'heure actuelle : le site 1 (Repentir) est localisé à proximité d'une exploitation aurifère officielle et de nombreux sites d'orpaillage clandestin ; le site 5 (Deux Fromagers) est soumis à une forte pression d'orpaillage clandestin. Les sites 3 (Polemie) et 4 (Lézard) sont également directement affectés par un orpaillage intense.



| Classes de longueur | | [38 - 61 cm] | | | | | [61 - 110 cm] | | | | |
|---------------------|---------------------------------|--------------|------------|----------|------------|----------|---------------|------------|----------|------------|----------|
| Sites | | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. | N | conc. Moy. | SE conc. | long. Moy. | SE long. |
| 1 | fleuve La Mana (Repentir) | 7 | 0.646 | 0.072 | 54.2 | 2.4 | 7 | 1.078 | 0.309 | 71.1 | 2.8 |
| 2 | fleuve La Mana (Bois Courroné) | 3 | 0.617 | 0.022 | 51.7 | 3.4 | | | | | |
| 3 | fleuve La Mana (Polémie) | 4 | 0.684 | 0.046 | 54.4 | 1.3 | 7 | 0.861 | 0.119 | 67.5 | 2.2 |
| 4 | Crique Lézard | | | | | | 3 | 0.895 | 0.205 | 62.7 | 0.7 |
| 5 | fleuve La Mana (Deux Fromagers) | 2 | 0.661 | 0.075 | 54.0 | 1.0 | 4 | 1.443 | 0.117 | 97.5 | 9.5 |
| 6 | Rivière Arouani | 4 | 0.636 | 0.127 | 56.5 | 0.6 | 8 | 0.688 | 0.068 | 67.1 | 1.9 |
| 7 | Crique Kokioko | 4 | 0.476 | 0.071 | 53.3 | 4.5 | 2 | 0.682 | 0.056 | 65.0 | 1.0 |
| 8 | fleuve La Mana (Angoulême) | 11 | 0.542 | 0.064 | 49.1 | 1.4 | 2 | 0.488 | 0.039 | 67.0 | 1.0 |

Illustration 41 : Cartographie de la contamination par le mercure des ayumaras sur le fleuve Mana (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007.

• Le Sinnamary

Les concentrations en Hg mesurées dans les poissons collectés sur le bassin du Sinnamary font sans conteste partie des concentrations les plus élevées mesurées au cours des différentes études menées en Guyane française. En effet, la totalité des concentrations moyennes reportées au niveau des différents sites, que ce soit pour les poissons de faible ou grande taille, présente des valeurs supérieures à $0,7 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf. En fait, elles sont, dans plus de 50 % des cas, supérieures à 1 mg Hg kg^{-1} , pf (Ill. 42).

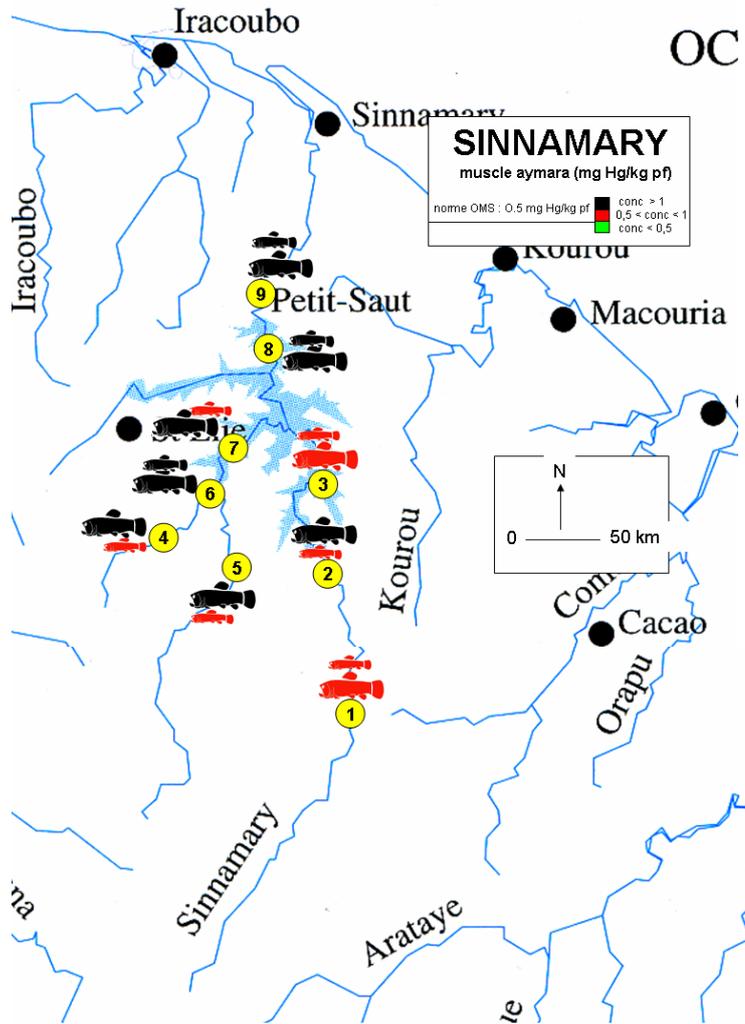
De façon globale, on observe pour les poissons de grande taille une augmentation des concentrations de l'amont vers l'aval. Les valeurs les moins élevées ($0,952 \pm 0,14 \text{ mg Hg kg}^{-1}$) sont mesurées dans les individus provenant du site localisé le plus en amont (2 Roros, Ill. 42). Elles sont cependant dans la gamme haute par rapport aux sites non orpaillés ce qui est surprenant pour cette partie amont de la rivière (15 km avant Saut Takari Tanté). Dans le cadre du programme CNRS, Dominique (2006) a étudié pour la période 1993 - 2004 le suivi de l'évolution du mercure dans le muscle des aymaras de cette zone amont (une partie des données proviennent du laboratoire HYDRECO (Petit Saut). L'illustration 43 montre l'évolution des concentrations moyennes du mercure et met en évidence deux phases distinctes alors que, pour rappel, le barrage de Petit Saut a été mis en eau en 1994-1995 :

- de 1993 à 2000, une décroissance significative était observée, qui suit une tendance linéaire. La valeur en 2000 était pratiquement 30 % inférieure par rapport à 1993 ;
- en 2001, un accroissement très significatif, proche d'un facteur 2, est observé, d'une tendance à l'augmentation en 2003 et 2004.

L'auteur explique cette rupture de tendance entre 2000 et 2001, de la façon suivante :

aucun argument d'ordre analytique ne peut être pris en compte⁸ et, de plus, il ne disposait pas d'éléments pouvant être directement impliqués dans l'interprétation de ce résultat, hormis la crue déca-millénaire qui a eu lieu en juin 2000. Cet accroissement spectaculaire des débits du fleuve Sinnamary, consécutif à une très forte pluviométrie, a généré une érosion et un ruissellement intenses sur le bassin-versant, susceptibles de libérer d'importantes quantités de mercure dans le milieu aquatique.

⁸ L'utilisation de deux procédures de dosage par les deux laboratoires impliqués - Hydreco/LEESA - ne peut être prise en compte pour expliquer ces résultats : en effet, l'année 2001 ne correspond pas à un changement à ce niveau. De plus, des intercalibrations ont été réalisées entre les deux laboratoires sur plusieurs échantillons d'aymaras et elles ont conduit à des résultats statistiquement identiques. Notons enfin que cette rupture de tendance ne se retrouve pas pour les deux autres sites (retenue, zone aval).



| Classes de longueur | | [38 - 58 cm] | | | | [58 - 89 cm] | | | | |
|---------------------|----|--------------|----------|-------|-------|--------------|------------|----------|-------|-------|
| Sites | N | conc. Moy. | SE conc. | long. | SE | N | conc. Moy. | SE conc. | long. | SE |
| | | | | Moy. | long. | | | | Moy. | long. |
| 1 | 5 | 0.879 | 0.157 | 51.3 | 1.0 | 4 | 0.952 | 0.140 | 69.5 | 0.8 |
| 2 | 5 | 0.785 | 0.057 | 54.1 | 0.4 | 15 | 1.003 | 0.079 | 63.7 | 0.4 |
| 3 | 6 | 0.636 | 0.068 | 54.0 | 0.5 | 5 | 0.975 | 0.127 | 68.4 | 1.6 |
| 4 | 11 | 0.746 | 0.056 | 50.4 | 1.0 | 11 | 1.247 | 0.109 | 66.1 | 1.0 |
| 5 | 31 | 0.842 | 0.052 | 50.5 | 0.7 | 15 | 1.149 | 0.096 | 67.4 | 0.9 |
| 6 | 4 | 1.214 | 0.109 | 57.0 | 0.1 | 9 | 1.061 | 0.092 | 62.3 | 0.4 |
| 7 | 14 | 0.966 | 0.061 | 51.4 | 0.4 | 5 | 1.871 | 0.084 | 68.0 | 0.4 |
| 8 | 6 | 1.098 | 0.115 | 55.0 | 0.1 | 5 | 1.323 | 0.271 | 60.0 | 0.2 |
| 9 | 4 | 1.061 | 0.104 | 45.5 | 1.1 | 13 | 1.260 | 0.080 | 73.1 | 1.3 |

Illustration 42 : Cartographie de la contamination par le mercure des Aymaras sur le fleuve Sinnamary (Guyane française). La légende représente le code couleur correspondant aux différents niveaux de contamination des poissons. Rapport BRGM – Université Bordeaux 1/CNRS - 2007.

Toutefois, un délai doit être nécessairement respecté avant de provoquer une augmentation significative des quantités de mercure bioaccumulées dans les poissons situés au sommet des chaînes trophiques aquatiques : il faut en effet produire du méthylmercure, les apports d'origine terrestre étant majoritairement sous forme inorganique, et surtout il faut permettre la mise en place de la bioamplification, *via* les transferts cumulatifs du MMHg depuis la base jusqu'au sommet des réseaux alimentaires. Par contre, la crue a pu permettre la remontée de certaines espèces de poissons, notamment des aymaras vivant dans la retenue. Cette crue permet donc d'expliquer la valeur particulière observée sur le Site de 2Roros alors que ce site n'aurait pas été orpaillé.

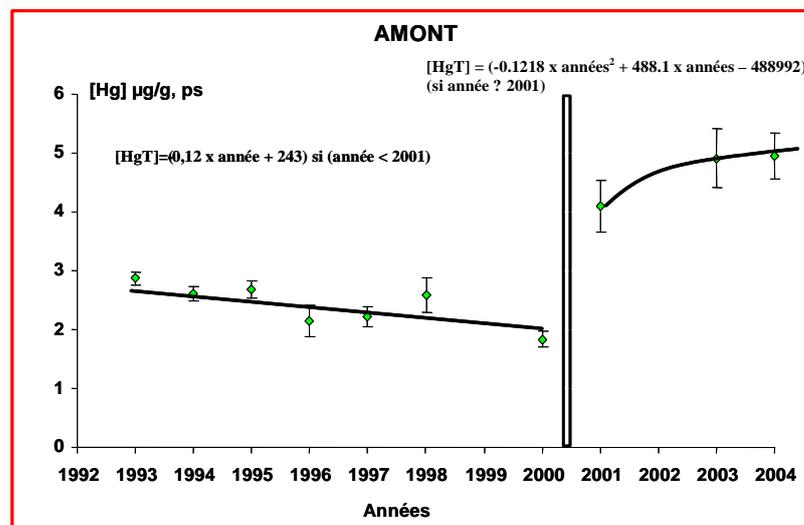


Illustration 43 : Evolution des concentrations en mercure dans le muscle d'*Hoplias aimara* pour des longueurs standards comprise entre 45 et 65 cm (N = 209) à l'amont du Sinnamary. Moyennes \pm erreurs standards (Dominique 2006).

Pour la totalité des stations situées dans le réservoir hydroélectrique de Petit-Saut (partie médiane du fleuve : sites 2, 3, 6, 7 et 8) ou en aval de ce dernier (site 9), les niveaux d'imprégnations en Hg sont supérieurs à 1 mg Hg kg⁻¹, pf. Seuls les individus du site 3 (Vata) présentent des concentrations très légèrement inférieures (0,975 \pm 0,12 mg Hg kg⁻¹, pf). A noter enfin que la valeur moyenne de concentration en Hg reportée pour la station 8 (Saint Eugène) est la plus élevée parmi l'ensemble des mesures effectuées à l'échelle globale de la Guyane.

Les poissons collectés dans les sites localisés sur les fleuves Leblond et Courcibo, les deux affluents principaux du Sinnamary en amont du barrage hydroélectrique, présentent également des concentrations en Hg élevées et pour les individus de grande taille, supérieures à la valeur seuil de 1 mg Hg kg⁻¹, pf (Ill. 42).

Le bassin versant du Sinnamary représente donc un cas extrême. En effet, il est d'une part confronté dans sa partie amont à une activité d'orpaillage officielle développée sur le site de Saint Elie, activité à laquelle les fortes concentrations observées dans les

poissons des sites localisés à proximité (site 4, 5, 6 et 7, Ill. 42) peuvent être en partie attribuées. D'autre part, au début des années 90, ce bassin a fortement été perturbé par la mise en place du barrage hydroélectrique de Petit-Saut. La construction de cet ouvrage a donné naissance à un réservoir de 360 km² qui recouvre à l'heure actuelle une grande partie du bassin versant (sites 2,3, 6, 7 et 8, Ill. 42). Ce réservoir, dont l'essentiel de la colonne d'eau est anoxique depuis la mise en eau, représente un site de production de MMHg très important (Charlet et al 2002 ; Muresan *et al.*, 2007). Cette production de MMHg, liée aux conditions physico-chimiques de la retenue et à l'important développement bactérien, notamment sur les troncs d'arbres immergés (biofilms), explique les fortes concentrations en Hg mesurées dans les *H. aimara*, collectés au niveau des différents sites de la retenue (Dominique, 2006).

D'autre part, l'influence du barrage sur le cycle biogéochimique du mercure s'est également fait ressentir dans la zone du fleuve localisée à l'aval de l'ouvrage. Les concentrations en MMHg mesurées dans la colonne d'eau de cette partie du fleuve y sont 6 à 10 fois supérieures à celles déterminées dans la zone amont (Muresan, 2006). Ces fortes concentrations résultent des apports de MMHg provenant de la partie anoxique du réservoir (l'eau passant au travers des turbines du barrage provenant en grande partie de cette zone anoxique), mais elles sont également la résultante d'une importante production de MMHg en aval du barrage, au niveau de l'épais « biofilm » développé sur l'ensemble des supports immergés (troncs d'arbres, rochers, ...). C'est l'ensemble de ces processus qui serait donc responsable des fortes concentrations en MMHg dans la colonne d'eau, les premiers maillons trophiques et, *in fine*, les poissons piscivores collectés sur le site 9 (Kerenrock).

Etude globale via le Système d'Information Géographique (SIG) :

Afin de dégager de manière plus précise les informations globales fournies par les données de bioaccumulation en Hg mesurées dans les aymaras provenant des différents bassins hydrographiques et d'établir des relations quant aux risques potentiels encourus par les populations humaines guyanaises en réponse à la consommation de cette espèce de poisson et, plus généralement, des espèces situées au sommet des réseaux trophiques aquatiques, une analyse des correspondances multiples (ACM) a été conduite suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes de l'analyse factorielle. Cette analyse a été menée à partir de l'ensemble des données de bioaccumulation correspondant aux 596 poissons collectés dans l'ensemble des sites et fleuves étudiés, les 6 bassins étudiés et l'ensemble des 54 sites déterminés précédemment pour le SIG (Ill. 36). Ce type d'analyse nécessitant des données qualitatives, la variable quantitative « concentration en Hg » a été discrétisée en 3 classes d'effectifs égaux par la méthode des terciles : [$< 0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf] ; [$0,5 - 1 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf] ; [$> 1 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf] (Ill. 44).

En expliquant plus de 35 % de la variabilité totale, la projection des différentes modalités sur les deux premiers axes de l'analyse retranscrit avec une assez bonne fidélité la structure des données. Cette analyse discrimine graphiquement trois groupes bien individualisés : (i) le fleuve Sinnamary, associé à la classe des plus fortes concentrations en Hg ($> 1 \text{ mg. Hg kg}^{-1}$, pf) ; (ii) les fleuves Maroni, Approuague et Mana, associés à la classe de concentrations intermédiaires ($[0,5 - 1 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf] ;

(iii) les fleuves Oyapock et Comté, associés à la classe de faibles concentrations en Hg ($< 0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf).

La classification hiérarchique de Ward menée sur les deux premiers axes factoriels de l'analyse confirme la détermination des trois classes établies par l'ACM. La classe 3 regroupe 100 % des sites des bassins de l'Oyapock et de la Comté ; la plupart des sites du Maroni, 100 % des sites de l'Approuague et de la Mana sont compris dans la classe 2 et 100 % des sites du Sinnamary sont regroupés dans la classe 1. D'autre part, la localisation sur le plan engendré par les deux premiers axes de l'analyse montre que la classe 3 est associée aux faibles concentrations de Hg, la classe 2 aux concentrations intermédiaires, la classe 1 étant associée à la classe de fortes concentrations en Hg.

Cette analyse globale permet donc de classer les différents bassins étudiés selon un gradient de risque croissant d'exposition au Hg, définie sur la base des données de bioaccumulation mesurées dans le tissu musculaire des aymaras, utilisés en tant qu'indicateurs de la biodisponibilité du MMHg et de la bioamplification le long des réseaux trophiques aquatiques. Cette classification est la suivante : Oyapock $<$ Comté $<$ Maroni $<$ Approuague $<$ Mana $<$ Sinnamary.

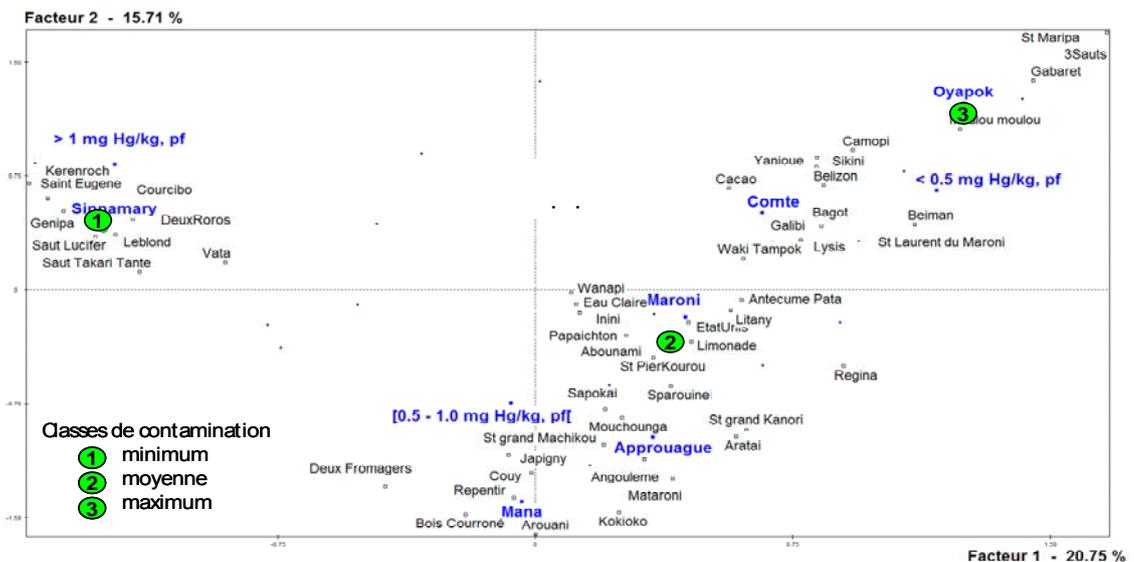


Illustration 44 : Analyse des correspondances multiples suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes factoriels. Les variables prises en compte dans cette analyse sont : les 6 fleuves, les sites du SIG et les 3 classes de concentration en mercure (3 classes: $< 0,5$; entre $0,5$ et 1 et $> 1 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf). ● désigne le barycentre des 3 classes obtenues par la classification hiérarchique.

Sur l'illustration 45 sont reportées l'ensemble des données obtenues suite aux différentes étapes d'analyse effectuées au cours de cette étude et présentées fleuve par fleuve précédemment. Cette représentation cartographique donne pour la première fois une vision d'ensemble à l'échelle du département guyanais des niveaux d'imprégnation en Hg de l'espèce bioindicatrice *H. aimara*.

Le premier constat qui peut être établi au vu de cette cartographie est que, sur la base de la recommandation OMS, seuls les poissons provenant de quatre sites sur les 54 étudiés (Trois Sauts (n°1) sur l'Oyapock, Régina (n°8) sur l'Approuague, Angoulême (n°8) sur la Mana ainsi que Saint Laurent du Maroni (n°16) sur le fleuve Maroni) ne sont pas et ce quel que soit la classe de taille de poissons considérés, impropres à la consommation. Si l'on restreint cette analyse aux individus appartenant aux classes de petite taille, c'est à dire inférieur à 50-60 cm, le nombre de sites où les poissons ne présentent pas de risque à la consommation au regard de la recommandation OMS, est alors étendu à 14, soit seulement 26 % des sites étudiés.

Outre ce constat général sur le faible nombre de zones ne présentant aucun risque d'exposition au Hg *via* la consommation des poissons piscivores en Guyane, cette représentation cartographique permet également de généraliser les grandes tendances observées au cours des différentes analyses effectuées fleuve par fleuve :

- les zones aval des différents bassins versant ne présentent pas ou peu de risque au regard des niveaux d'imprégnation du bio-indicateur « aymara » ;
- outre les zones aval des différents bassins hydrographiques, les zones amont des fleuves et criques composant les différents bassins sont, relativement aux autres sites étudiés, des zones de risques moindres quant à une exposition trophique au Hg. Il faut toutefois préciser que, pour ces zones, le risque restera minime, uniquement si la consommation est principalement basée sur les individus de taille inférieure à 50-60 cm, les individus de grande taille étant dans la plupart des zones, impropres à la consommation au vu de la recommandation OMS ;
- les zones médianes des grands collecteurs (fleuves principaux), alimentées par les criques très orpaillées, apparaissent également comme des zones à risques au regard des concentrations mesurées dans les aymaras ;
- certaines zones peuvent sans ambiguïté être considérées comme des « points chauds » quant aux risques qu'elles représentent à l'égard d'une exposition des populations au Hg. Les concentrations mesurées dans le tissu musculaire des aymaras y atteignent, en effet, des concentrations supérieures à 1 mg Hg kg^{-1} , (pf), soit deux fois la concentration seuil retenue par l'OMS. Ces zones sont pour la plupart situées à proximité des sites d'orpaillage légaux ou clandestins (e.g. : sites 2, 9 et 11 sur le Maroni, site 1 sur la Mana et sites 2, 4 et 9 pour le Sinnamary). Un autre type de site apparaît également parmi ces « points chauds » : les sites présentant des zones hypoxiques ou anoxiques propices à la méthylation du Hg(II). C'est le cas du Site 6 sur la Comté (« Pri-pri » (pisciculture)) et de l'ensemble des sites localisés dans le réservoir de Petit-Saut et à l'aval du barrage (sites : 2, 3, 6, 7, 8 et 9 sur le Sinnamary).

A noter que le dernier point, énoncé ci-dessus, met l'accent sur un problème majeur auquel vont être à l'avenir confrontés les décideurs guyanais. En effet, il ressort de cette analyse que la grande majorité des sites à risque vis-à-vis d'une exposition au Hg des populations, correspond bien à des zones soumises à une influence anthropique

(orpaillage, pisciculture ou construction d'un réservoir hydroélectrique). La contamination du milieu par le mercure est donc bien associée à l'orpaillage et à l'activité humaine. Les concentrations de Hg trouvées dans la chair d'un des poissons les plus consommés en Guyane française, l'aymara, sont majoritairement au dessus de la recommandation européenne de 1 mg Hg kg^{-1} , pf.

Qu'en est-il des autres espèces de poissons collectées lors des différentes campagnes d'échantillonnage ? Les études menées antérieurement, dans le cadre du Programme CNRS « Mercure en Guyane – Phase II », ont permis de démontrer le rôle clef joué par la bioamplification du MMHg le long des réseaux trophiques, la très grande diversité spécifique des poissons d'eau douce en Guyane contribuant au transferts cumulatifs de cette forme chimique du Hg depuis les niveaux herbivores stricts, en passant par les périphytophages⁹, détritivores, omnivores, carnivores de différents niveaux, jusqu'aux piscivores (Maury-Brachet *et al.*, 2006).

5.2. ANALYSE DU NIVEAU DE CONTAMINATION DE L'ENSEMBLE DES ESPECES DE POISSONS ECHANTILLONNES

Au cours de ce programme, 51 autres espèces de poissons ont été échantillonnées. En complément de l'étude, initialement programmée, les concentrations en Hg de l'ensemble de ces poissons (974 individus) ont été analysées. Ces résultats permettront de compléter les informations fournies par l'espèce bioindicatrice *H. aimara*. Cette analyse couvre la totalité des régimes alimentaires précédemment évoqués.

Une première représentation des concentrations en Hg correspondant aux différents régimes alimentaires cités ci-dessus, sous forme de diagramme en bâtons (Ill. 46), fait clairement apparaître des différences très importantes entre les niveaux de bioaccumulation, atteignant un facteur proche de 120 entre les valeurs moyennes extrêmes. De faibles niveaux d'imprégnation en Hg sont systématiquement mesurés dans les poissons herbivores situés à la base des réseaux trophiques aquatiques. Une augmentation progressive des concentrations est ensuite observée au fur et à mesure que l'on progresse le long de ces mêmes réseaux trophiques (périphytophages < détritivores < omnivores < carnivores < piscivores), les concentrations les plus élevées étant systématiquement relevées dans les poissons piscivores situés en fin de chaînes alimentaires. Ces résultats confirment une nouvelle fois les données déjà publiées en Guyane (Boudou *et al.*, 2001, Maury-Brachet *et al.*, 2006 ;) ou en Amazonie brésilienne (Roulet et Maury-Brachet, 2001). Ce premier point illustre parfaitement le phénomène de bioamplification du MMHg le long des réseaux trophiques et démontre une fois de plus l'importance et la récurrence de ce phénomène dans le cycle biogéochimique du Hg et l'exposition des organismes aquatiques, mais aussi humains. Il ne faut pas oublier que l'homme constitue un maillon terminal de ces réseaux trophiques lorsqu'il

⁹ Périphytophage : espèce se nourrissant à partir du périphyton souvent qualifié de biofilm, couverture biologique composée d'algues, de bactéries et de protozoaires, qui colonise les substrats sur le fond et les rives des cours d'eau.

ingère les poissons piscivores en Guyane française : c'est le cas des populations amérindiennes, avec une fréquence quasi-quotidienne tout au long de l'année (Fréry *et al.* ; 2001).

Un autre point important mis en évidence par cette première analyse globale est que, seuls les poissons piscivores présentent une concentration moyenne en Hg supérieure à la recommandation OMS. L'ensemble des niveaux moyens d'imprégnation en Hg des échantillons appartenant aux autres régimes alimentaires est très significativement inférieur à cette recommandation. Il apparaît donc clairement, au vu de ces résultats, que la consommation des poissons piscivores doit être considérée comme présentant le risque majeur pour la santé humaine, avec conjointement les expositions professionnelles au Hg⁰ (camps d'orpaillage, bureaux de vente de l'or) qui ont été mentionnées dans le premier chapitre de ce rapport (Fréry *et al.*, 2001, Quenel *et al.*, 2007).

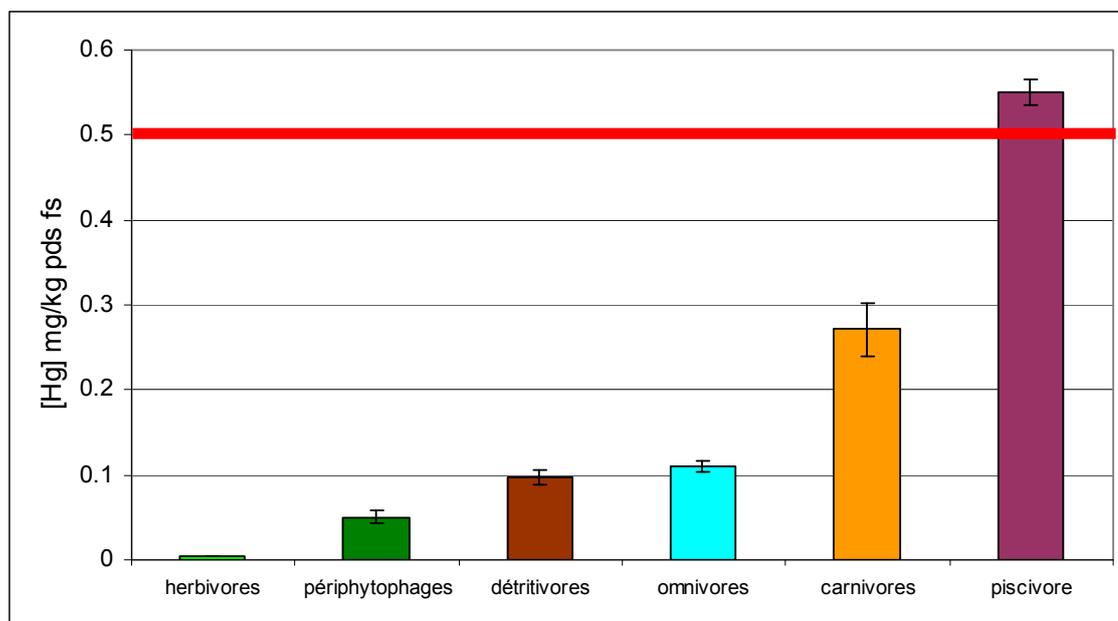


Illustration 46 : Représentation des diagrammes en bâton de la concentration en mercure mesurée dans le muscle de poisson pour les 6 régimes alimentaires. Les barres d'erreurs représentent les écarts types de la moyenne.

Afin de décrire plus précisément le très important jeu de données obtenu au cours de cette étude et des études antérieures, une analyse des correspondances multiples (ACM), suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes, a été menée à partir de l'ensemble des résultats de bioaccumulation correspondant aux 974 poissons collectés sur les différents sites et fleuves étudiés, représentatifs des six régimes alimentaires (piscivores, carnivores, omnivores, détritivores, périphytophages et herbivores) et des 52 espèces (Ill. 47). Comme précédemment, ce type d'analyse nécessitant des données qualitatives, la variable quantitative « concentration en Hg » a

été discrétisée en 3 classes d'effectifs égaux par la méthode des terciles : [0 - 0,11 mg Hg kg⁻¹, pf] ; [0,11 - 0,41 mg Hg kg⁻¹, pf] ; [0,41 - 2,82 mg Hg kg⁻¹, pf] (Ill. 47).

En expliquant plus de 60 % de la variabilité totale, la projection des différentes modalités sur les deux premiers axes de l'analyse retranscrit avec une assez bonne fidélité la structure des données. On peut noter que la projection de l'ensemble des données sur le plan engendré par les deux premiers axes de l'ACM, met également en évidence un effet « guttman » lié à la discrétisation de la variable quantitative « concentrations en Hg » en classes d'effectifs égaux.

Cette analyse discrimine graphiquement en trois groupes bien individualisés :

- les espèces herbivores (*M. ternetzi*, *M. rubripinnis*, *M.rhomboïdalis* et *A. oligacanthus*) et périphytophages (*P. barbatus* et *H. cf. ventromaculatus*), associées à la classe des faibles concentrations ([0- 0,11 mg Hg kg⁻¹, pf]) ;
- un ensemble constitué par la totalité des espèces détritivores, omnivores et carnivores, associé à la classe des concentrations moyennes ([0,11- 0,41 mg Hg kg⁻¹, pf]) ;
- un dernier ensemble regroupant la totalité des espèces piscivores, associé à la classe des fortes concentrations ([0,41- 2,82 mg Hg kg⁻¹, pf]).

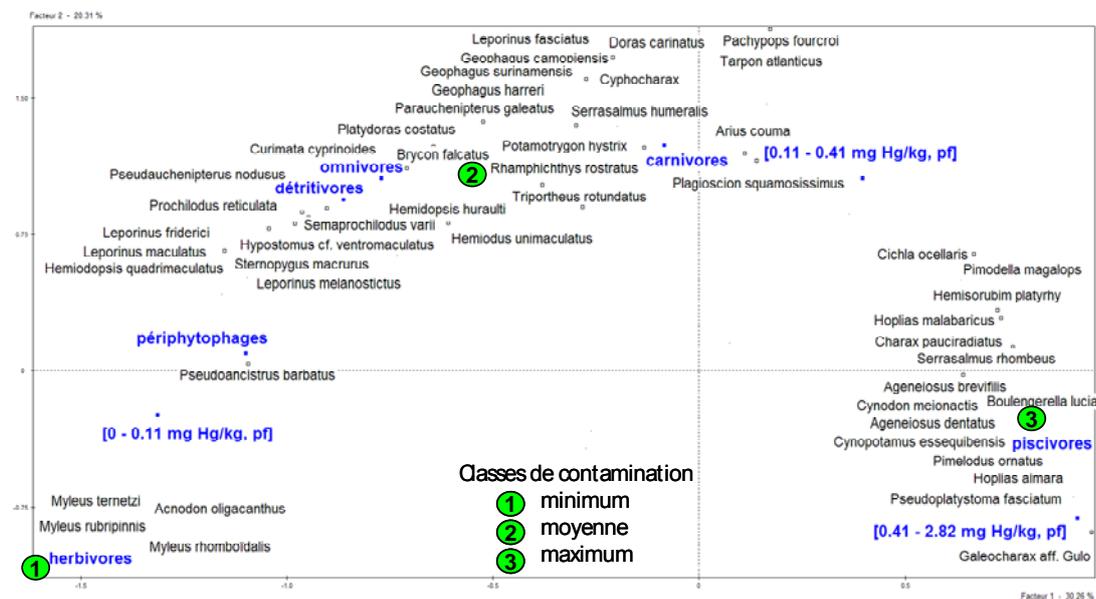


Illustration 47 : Analyse des correspondances multiples suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes factoriels. Les variables prises en compte dans cette analyse sont : les 6 régimes alimentaires, les espèces et 3 classes de concentration en mercure de même taille obtenues en utilisant les terciles. Le point vert désigne le barycentre des 3 classes obtenu par la classification hiérarchique.

La classification hiérarchique de Ward, conduite sur ces deux axes factoriels de l'analyse, confirme la détermination des trois classes décrites ci-dessus à partir de l'ACM. La classe 1 regroupe 100% des herbivores et périphytophages ; 100 % des détritivores, omnivores et carnivores sont regroupés dans la classe 2 ; 100% des piscivores sont présents dans la classe 3. D'autre part la localisation de ces trois classes sur le plan engendré par les deux premiers axes de l'analyse montre que la classe 1 est caractérisée par de faibles concentrations en Hg, la classe 2 par des concentrations intermédiaires et la classe 3 par les fortes concentrations en Hg (Ill. 47).

Cette analyse confirme une nouvelle fois, comme l'analyse précédente, la répartition des concentrations en Hg en accord avec le processus de bioamplification du MMHg le long des réseaux trophiques. Elle montre également que la constatation effectuée à partir des valeurs moyennes, concernant la répartition des régimes alimentaires par rapport à la concentration seuil de $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf, peut être étendue à l'ensemble des individus collectés dans les différents sites. En effet, 100 % des herbivores, périphytophages, détritivores, omnivores et carnivores sont associés aux deux classes de concentrations en Hg inférieures à cette recommandation ; seule la totalité des individus piscivores est associé à la classe de concentrations supérieures à la recommandation OMS.

Au vu de l'ensemble de ces données, il apparaît bien que pour les sites pris en compte lors de cette étude globale, la consommation excessive de poissons piscivores est problématique au regard d'une exposition des populations humaines au Hg.

Pour terminer, il faut souligner que cette analyse menée sur l'ensemble des espèces de poissons collectées lors des différentes campagnes de pêche, conforte *a posteriori* le bien fondé du choix de l'espèce piscivore *H. aimara* en tant qu'espèce bioindicatrice des sites à risque vis-à-vis d'une exposition au Hg des populations humaines. En effet, cette espèce joue un véritable rôle d'intégrateur, sur de longues périodes, par rapport à la production, à la bioaccumulation et surtout à la bioamplification de la forme chimique la plus toxique du mercure : le méthylmercure. Il faut rappeler que les risques d'intoxication chronique pour l'homme reposent sur la consommation très fréquente et abondante de la chair de ce type de poissons. Le MMHg ainsi ingéré par la voie alimentaire est absorbé avec une efficacité proche de 100% au travers de la barrière intestinale. Il est ensuite transféré dans la quasi-totalité des organes, incluant les échanges mère/fœtus au travers du placenta, pouvant conduire à des atteintes structurales et fonctionnelles au niveau du système nerveux (neurotoxicité) mais également de nombreuses autres fonctions (réponses immunologiques par exemple).

6. Evaluation des risques de dissémination du mercure : le schéma conceptuel

6.1. INTRODUCTION

L'évaluation des risques est destinée à alimenter la phase de gestion des risques qui relève de la décision publique.

La gestion des risques consiste à explorer les différentes solutions possibles et leurs conséquences, et le cas échéant, à mettre en œuvre les mesures (d'ordre réglementaire, économique, juridique et/ou informatif) permettant, selon les cas et l'ampleur des dommages potentiels ou avérés, de prévenir, réduire, réparer ou compenser les risques identifiés.

Le schéma conceptuel est une des premières étapes intervenant dans la démarche d'évaluation du risque.

L'objectif est de représenter, de façon synthétique, les scénarios d'exposition, directe ou indirecte susceptibles d'intervenir et qui vont mettre en relation un récepteur potentiel au contact d'une substance dangereuse (pour la santé par exemple).

Le schéma conceptuel vise à établir **un constat de l'état des sites et des milieux** d'exposition concernés : caractérisation des sources et des voies de transfert, vulnérabilité des milieux et leurs usages, et à **indiquer les mécanismes de transfert** des éventuelles pollutions constatées vers les différents milieux d'exposition identifiés.

Les sources de pollution (et les impacts) sont donc délimitées en fonction des caractéristiques intrinsèques des polluants (spéciation, produits de dégradation, volatilité, solubilité, comportement dans les sols et les nappes,...), des conditions d'introduction dans les milieux (volume, flux, concentration), de l'environnement qui conditionne les modes de transfert vers les milieux récepteurs (géologie, hydrogéologie, fond géochimiques, conditions climatiques,...) et de l'usage des milieux.

Pour les métaux et métalloïdes, leur mobilité dépend de l'élément concerné, de la chimie de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands) et des phases solides ou gazeuses environnantes, qui interagissent avec la composition de cette phase. Les conditions physico-chimiques contrôlent ainsi la spéciation de l'élément, c'est-à-dire sa répartition entre différents états de valence qui jouent un rôle clef au regard de la biodisponibilité, des capacités de traversée des barrières biologiques à l'interface « êtres vivants/milieu extérieur » et, *in fine*, de la toxicité engendrée aux différents niveaux biologiques d'intégration.

Pour certains polluants, la caractérisation de la spéciation apparaît également primordiale. En effet, pour un même polluant, la toxicité et la solubilité sont très différentes d'un état de valence à un autre.

Contrairement aux composés organiques, les métaux lourds sont indéfiniment stables en tant que tels. Leur stabilité en solution est liée à la durée nécessaire pour qu'ils rencontrent un piège chimique (précipité, complexe ...), qui les fixe.

La description du schéma conceptuel s'affine au fur et à mesure des études et permet d'apprécier les enjeux, à savoir si la qualité des milieux est compatible avec l'usage actuel.

Lorsque les premiers résultats de l'état des milieux sont connus, l'analyse des enjeux à protéger, identifiés au travers du schéma conceptuel, permet d'initier un scénario de gestion et de définir les premières actions à mettre en œuvre. Ces actions, inscrites dans le plan de gestion, peuvent porter aussi bien sur la maîtrise des sources et la maîtrise des impacts que sur l'approfondissement des éléments de diagnostics.

6.1.1. Analyse des enjeux et contrôle de la qualité des milieux

Les enjeux à protéger, vis-à-vis d'une contamination par le mercure sont constitués par les usages de la ressource en eau, les écosystèmes et la santé humaine. Dans le cadre de ce projet, qui vise à établir un état des lieux de la contamination des sédiments et des poissons carnivores et, à terme, en déduire les risques d'exposition pour les populations humaines, il était nécessaire d'établir les liens potentiels entre les sédiments et les poissons.

Cet état des lieux concerne la qualité des milieux sur et hors site susceptibles d'être contaminés du fait de l'existence de voies de transfert, et l'état des milieux "témoins" hors influence du site, c'est-à-dire la connaissance du bruit de fond naturel ou anthropique, qui permettra d'apprécier la dégradation des milieux.

6.1.2. Caractérisation des voies de migration

Ce n'est pas tant la **présence** de polluants qui est problématique, mais le fait que ces polluants puissent être **mobilisés et transférés** vers les différents milieux d'exposition que sont le sol, l'air, les eaux ou les denrées alimentaires, d'où ils peuvent représenter un risque pour la santé des populations qui utilisent directement ou indirectement ces milieux.

L'identification et la caractérisation des voies de migration représentent par conséquent un point important pour l'analyse des **enjeux**.

Ce qui est attendu du diagnostic en matière de caractérisation des voies de transfert est d'apporter les éléments de réponse aux questions concernant le fait de savoir **pourquoi** tel ou tel polluant est (ou n'est pas) transféré, **et comment** il est transféré ? Les informations à rechercher concernent d'une part la nature des sources de

polluants et leurs propriétés physico-chimiques et, d'autre part, les caractéristiques des milieux, qui peuvent faciliter ou empêcher le transfert de polluant.

Dans tous les cas, il est également nécessaire de prendre en compte la **composante temporelle** du système, en particulier l'âge de la pollution, qui influe également sur le phénomène de transfert.

6.1.3. Evaluation des expositions

Elle permet d'identifier les populations qui ont été, sont, ou seront en contact avec l'agent dangereux ainsi que les voies, niveaux et durées d'exposition correspondants ; A quelles concentrations les usagers ou les cibles (actuels ou futurs) d'un site (ou de son environnement) sont-ils exposés actuellement ou dans le futur ?

6.2. LES SOURCES DE POLLUTION ANTHROPIQUES

6.2.1. Rappel sur le cycle du mercure

Le cycle du mercure est complexe. L'illustration 48 présente le comportement d'un polluant inorganique en fonction du milieu hydrogéochimique. Il comprend les entrées et les sorties du système ainsi que le transport et la transformation des formes chimiques dans les différents compartiments.

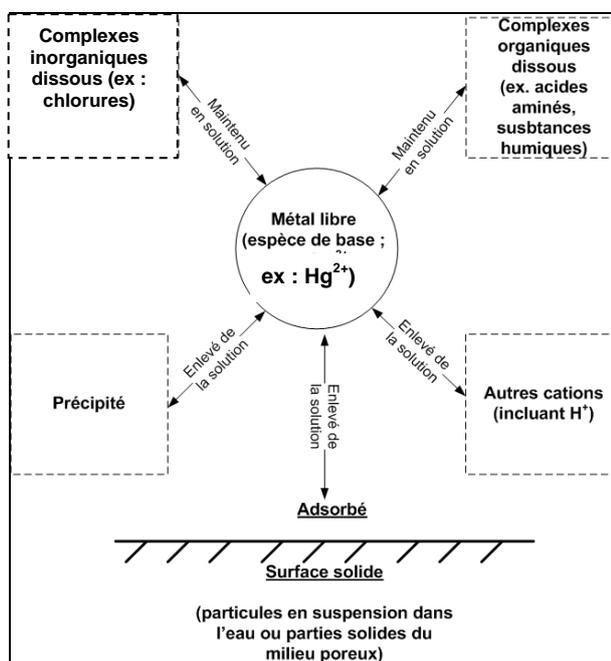


Illustration 48 : Le comportement d'un polluant inorganique en fonction du milieu hydrogéochimique.

La formation et le transport du mercure et en particulier du MMHg, entre les différents compartiments biotiques et abiotiques sont fondamentaux pour la compréhension des risques encourus par les organismes aquatiques et les humains.

Le cycle du mercure dans le milieu aquatique est complexe du fait des nombreuses formes (Hg° , $HgII$, MMHg) et espèces ($HgCl_2$, $HgOHCl$, $HgCl^+$, $Hg(OH)_2$, ...) chimiques présentes et du nombre de variables agissant sur la spéciation.

Les activités d'orpaillage en Guyane française sont à l'origine d'une double pollution mercurielle, liée aux rejets de la forme élémentaire du métal (Hg°) utilisée en tant qu'agent d'amalgamation et à l'érosion des sols très anciens du Bassin amazonien, naturellement riches en mercure inorganique ($HgII$). L'activité aurifère, remettant en suspension le mercure sédimentaire, favorise la méthylation de $Hg(II)$.

La question est de connaître les facteurs qui influencent les transformations dans les différents environnements (criques et rivières) faisant passer le mercure dans sa forme la plus biodisponible et la plus toxique : le méthylmercure. Elle est aussi de savoir comment le mercure se répartit entre les compartiments benthiques, en suspension et dissous pour entrer dans la chaîne alimentaire (III. 49).

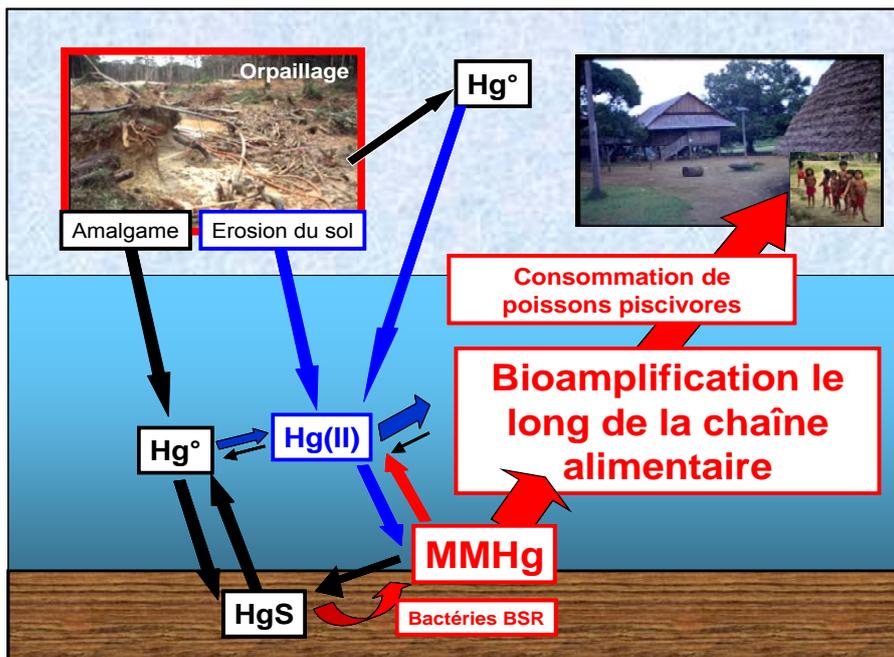


Illustration 49 : Cycle du mercure dans les différents milieux (Charlet et Boudou. 2002).

Les différentes sources de mercure dans la région ont été discutées dans de nombreux articles et ouvrage dont « Le mercure en Amazonie, rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires » Carmouze *et al.* (2001).

Les sources de pollution en mercure d'origine anthropique sont liées principalement aux différentes techniques d'orpaillage et aux conditions de leurs mises en œuvre. Les deux types d'exploitation principale de type alluvionnaire se font soit par dragage du lit

des rivières ou par exploitation des placers. Ils constituent l'essentiel des gisements exploités depuis 150 ans.

Les alluvions sont des débris minéraux qui migrent à travers le réseau hydrographique et finissent par s'accumuler sur les terrasses alluviales des vallées (flat) ou dans les lits des criques et rivières, drainant les terrains ayant des minéralisations primaires et des éluvions minéralisés. Les alluvions se trouvent pour l'essentiel dans une couche de graviers à la teinte grisâtre. Cette couche repose sur le bed-rock altéré, la saprolite argileuse, et est recouverte d'une couche de matériel argilo-sableux dont l'épaisseur atteint parfois plusieurs mètres.

Le volume des alluvions est assez faible dans les criques étroites (exemple des régions montagneuses), les volumes les plus importants se situant dans ce cas à la confluence des criques où ils constituent de larges flats marécageux.

6.2.2. Les techniques d'orpillage

Les barges

Dans le lit des rivières, l'exploitation est faite à l'aide de barges ou dragues suceuses, qui sont constituées d'un ponton sur lequel s'effectue le traitement gravimétrique. Les alluvions sont aspirées du lit du fleuve par un tuyau relié à une pompe, manœuvrée soit par un plongeur, soit mécaniquement. Les alluvions une fois traitées sont rejetées dans le fleuve et les particules contenant la poudre aurifère sont la plupart du temps traitées à terre. Du fait de la nature du lit les rejets sont composés principalement de graviers et, dans une moindre mesure, de boues fines.

L'amalgamation se faisait sur les levées sur la barge avec rejet du mercure usagé dans le milieu naturel sous forme de paquets ou sous forme disséminée. Cependant la perturbation de la topographie du lit des rivières a entraîné un stockage préférentiel du mercure dans les sillons laissés par les barges. A la différence de l'exploitation des flats, la turbidité associée à ce type d'exploitation est faible car le lit des rivières est sableux à dominante quartzeuse.

Ce rejet de mercure de façon ponctuelle est à l'origine de « hot spots », c'est à dire que certains échantillons de sédiments peuvent présenter des concentrations en mercure de plusieurs centaines de $\mu\text{g g}^{-1}$.

Il est à noter que la Directive Préfectorale du 3 juillet 1997 interdit l'utilisation des dragues ou barges en France.

Les placers

L'exploitation des placers alluvionnaires consiste en :

- un déboisement du site avec le contournement de la crique ;

- l'ouverture de barranques successives (large fosse) dans le flat par décapage du stérile à la pelle mécanique ;
- du dépôt du gravier aurifère sur une caisse de débouage à l'entrée des sluices (table de lavage) ;
- du lavage du tout venant aurifère à la lance monitor (jet d'eau à haute pression) ;
- à la récupération de la boue chargée d'alluvions par une pompe à gravier aboutissant à un deuxième sluice muni de moquette plus fine (c'est à ce stade que le mercure est ajouté pour amalgamer les particules d'or fines) ;
- à la sortie des sluices l'eau boueuse aboutit dans la barranque précédente où elle peut se décanter. Dans le meilleur des cas, l'eau est récupérée pour alimenter les lances monitor et travailler en circuit fermé (Ill. 50) ;
- à l'heure actuelle, plusieurs exploitations referment les barranques exploitées au fur et à mesure que de nouvelles barranques sont ouvertes.

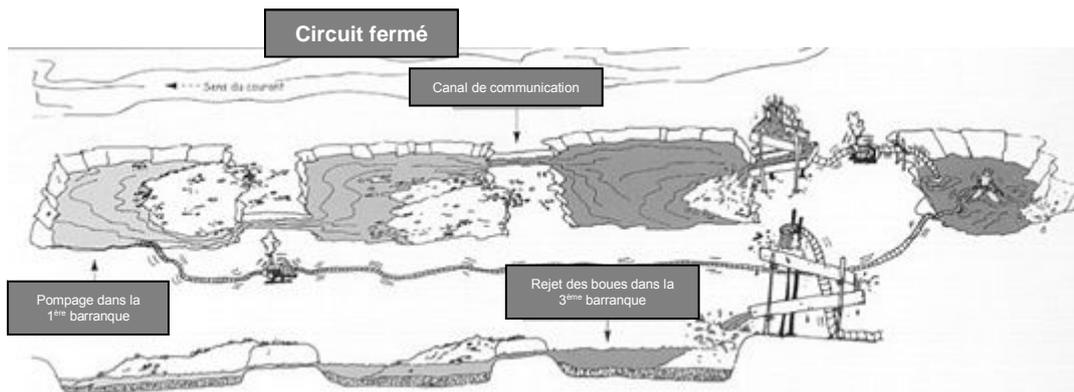


Illustration 50 : Exploitation aurifère en placer.

La réhabilitation des sites n'est généralement pas programmée à la fin de leur exploitation (Ill. 51) et la remise en état des sites peut parfois prendre des années.



Illustration 51 : Barranques laissées ouvertes.

Les exploitations sont généralement reprises par des clandestins dont les moyens sont souvent limités et qui n'utilisent pas de pelles mécaniques. Les barranques sont rouvertes directement à la lance monitor. Les boues générées sont reprises par des pompes à graviers pour alimenter les sluices. Dans ce cas, il n'existe aucune gestion des eaux turbides qui sont rejetées directement dans les criques.

L'exploitation de ces zones déjà exploitées dans le passé met au jour des quantités de mercure historiques immobilisées dans la zone de graviers aurifères. Une grande partie de ce mercure remis dans le circuit d'exploitation sera rejeté à terme dans les barranques dans le flot de particules solides et colloïdes (sable, argile, matière organique,..). Une partie sous forme de paquet va être stockée au fond des barranques et l'autre partie restera ou sera remise en suspension pouvant rejoindre le cours des criques, en particulier durant la saison des pluies ou la gestion de l'eau des exploitations est plus problématique.

Les quantités de mercure rejetées par ces deux types d'exploitation sont difficiles à évaluer du fait d'un nombre indéterminé d'opérations clandestines, mais seraient au minimum de plusieurs tonnes par an.

Il est à noter que par décision de la Préfecture de la région Guyane, l'utilisation du mercure métal (Hg^0) pour l'exploitation aurifère est interdite depuis le 1^{er} janvier 2006.

Cette décision importante, en ce qui concerne l'utilisation actuelle du mercure dans le processus d'extraction de l'or, ne peut par contre résoudre le problème de l'utilisation historique du mercure. Ce mercure, qui était enfoui et donc non mobilisable, peut être remis dans le circuit à tout moment à l'occasion de la réexploitation d'anciens placers. Ce phénomène de réintroduction dans le milieu aquatique peut survenir naturellement sous forme plus ou moins disséminée.

6.2.3. Rappel sur les autres sources de mercure

Le mercure dans les sols

Le mercure est présent de façon naturelle dans les sols de Guyane, il peut avoir deux origines non exhaustives (extraits de Grimaldi *et al.*, 2001) :

- l'accumulation résiduelle du mercure au cours du processus d'altération de la roche et de la formation du sol (cette accumulation est une caractéristique des oxisols, formés en conditions climatiques chaudes et humides, pendant des périodes très longues) ; la teneur moyenne en Hg de la croûte terrestre est de 50 ng g^{-1} (Bowen, 1979) à 90 ng g^{-1} si on ne considère que la croûte supérieure (Fyfe, 1974) ;
- les apports atmosphériques naturels en mercure (volcanisme...) susceptibles d'être retenus par les constituants des sols, particulièrement des sols tropicaux riches en oxyhydroxydes métalliques.

Le stock de mercure peut cependant varier, d'un ordre de grandeur, dans les mêmes conditions géologiques et d'apports atmosphériques, en fonction de la diversité pédologiques. Les oxisols sont les plus riches en raison de leur constitution (richesses en oxyhydroxydes métalliques) et de leur organisation (perméabilité élevée, conditions oxydantes), favorables à la rétention du mercure. A l'opposé, les sols hydromorphes sont pauvres en argiles et oxyhydroxydes et retiennent moins le mercure.

Dans ces différents milieux, les sols ferrallitiques (ou oxisols qui couvrent une majorité du paysage) sont l'un des principaux réservoirs de mercure. La teneur en mercure des oxisols atteint 500 ng g^{-1} , parfois sur plusieurs mètres d'épaisseur. Roulet et Lucotte (1995) ont mesuré des teneurs moyennes en mercure dans les sols (tous types confondus) de la forêt en Guyane française allant de 122 à 318 ng g^{-1} .

Le mercure dans les sédiments

Dans le cadre de cette étude, qui couvrait l'ensemble du département, le fond géochimique en Hg est de $100 \pm 50 \text{ ng g}^{-1}$ à partir des teneurs mesurées sur 51 échantillons collectés sur le haut Oyapock en amont de la crique Yaloupi (au sud du village d'Oscar). Cette valeur est voisine des déterminations de fond géochimique de Roulet *et al.* (2000) et Charlet *et al.* (2003) qui ont trouvé respectivement des valeurs comprises entre 10 et 160 ng g^{-1} en Amazonie et entre 74 et 153 ng g^{-1} en amont de la Litani en Guyane (moyenne de $109 \pm 30 \text{ ng g}^{-1}$).

Dans un souci de représentativité la plus complète possible, des échantillons ont été prélevés dans toutes les zones couvrant l'ensemble de la Guyane sachant que certains fleuves et criques traversent des zones granitiques peu favorables à la formation de vases au sens strict (plus de 75 pour cent de lutites). Ainsi, 92 % des échantillons prélevés sont des vases au sens large et seulement 7 % sont des sables vaseux. L'écart type important de la valeur de ce fond géochimique est lié aux variations géologiques mais il n'a pas été possible de discriminer différents fonds suivant les formations géologiques.

Le mercure dans la canopée

Une autre source potentielle de mercure est constituée par la litière en décomposition. Des études (hors zones d'orpaillage) sur le rôle de la canopée (Programme Mercure en Guyane, 2002) ont montré que les teneurs en mercure sont relativement élevées (64 ng g⁻¹ de matière sèche en moyenne contre 0,4 ng g⁻¹ en Suède par exemple). Les calculs faits par les auteurs donnent un apport en mercure au sol de 45 µg m⁻² an⁻¹ en se basant sur une estimation de la quantité de litière déposée en zone tropicale humide de 7 t ha⁻¹ an⁻¹ (poids sec). La litière en décomposition, représentée par le feuillage des arbres, représentant un puits à mercure, la chute des feuilles dans les criques peut représenter une contribution non négligeable à la teneur en mercure des sédiments.

Dans les criques la sédimentation consiste en un mélange de sable, de vase, de matière organique fine et grossière.

6.3. LE TRANSFERT SOURCE – MILIEU AQUATIQUE

6.3.1. Généralités

L'impact visuel le plus remarquable des activités d'orpaillage est la coloration ocre des cours d'eau en aval, celle-ci correspondant à la mise en suspension d'argiles et révèle inmanquablement la présence de chantiers en amont parfois situés à des dizaines de kilomètres comme le montre l'illustration 52.



Illustration 52 : Coloration ocre typique d'un cours d'eau en aval d'une exploitation (confluence de la Comté et de la crique Bagot non orpaillée).

Un panache turbide émis dans une crique contient des particules de tailles différentes qui vont sédimenter progressivement (les plus grosses en premier) dans les criques. Il faut noter que les eaux du panache débouchant dans une rivière ne se mélangent pas immédiatement, le panache turbide pouvant garder son intégrité sur plusieurs centaines de mètres en longeant la rive de la rivière. Les sauts jouent un rôle important en ce qui concerne le mélange des eaux et la sédimentation.

Les sédiments plus grossiers (cas du lit des rivières principales) avec peu de matière organique ont un faible pouvoir de fixation/complexation à l'égard du mercure présent dans le milieu qui aura donc un temps de résidence faible dans cette partie du cours d'eau.

Les colloïdes sont des entités organiques ou inorganiques assez petites pour ne pas sédimenter en l'absence d'agrégation pendant un laps de temps assez long (de quelques heures à quelques jours) (Buffle *et al*, 1998).

Rappelons que les colloïdes sont des particules en suspension dans l'eau dont la taille, inférieure à 1 µm, leur confère une grande stabilité. Elles peuvent être d'origines diverses :

- minérales : limons, argiles colloïdales, silices, hydroxydes et sels métalliques ;
- organiques : acides humiques et fulviques,...

Des micro-organismes tels que les bactéries, le plancton, les algues, les virus font aussi partie des colloïdes.

Par ailleurs du fait de leur petite taille, les particules colloïdales ont des surfaces spécifiques importantes ($> 10 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) et peuvent ainsi représenter des phases adsorbantes importantes pour les métaux.

Les colloïdes les plus abondants sont des colloïdes hérités du sol et on trouve surtout des oxyhydroxydes de Fe et/ou d'Al ainsi que des aluminosilicates tels que les smectites et les illites qui sont des phases réactives vis-à-vis des métaux (cas des particules d'aluminium et du fer pour Hg(II) sur lesquelles il s'adsorbe).

Les eaux acides des fleuves guyanais sont naturellement peu minéralisées et peu productives en végétaux aquatiques. La production primaire, indispensable à la faune aquatique, dépend essentiellement de la forêt ripicole¹⁰ par l'intermédiaire des chutes de fruits, graines, feuilles, insectes etc. et également par les crues durant la saison des pluies, qui en envahissant le sous-bois, ouvrent l'accès à de nouvelles sources de nourriture. Il existe donc une interdépendance forte entre les fleuves, rivières et la forêt ripicole.

Des particules en suspension existent naturellement dans l'eau, comme les limons, les argiles, la matière organique, le plancton et d'autres microorganismes. Néanmoins les

¹⁰ Ripicole : qui croît ou vit au bord d'une rivière ou d'un fleuve.

observations et mesures d'érosion effectuées en Guyane avec le couvert forestier originel concluent à des transports solides très bas. Par exemple en 1984, la concentration annuelle moyenne des eaux en matières minérales ne dépasse pas 15 mg L^{-1} (Fritsch, 1986) ; ce fait s'explique par la densité de la couverture végétale et du type de précipitations. Le transport se faisant par transports solides en suspension et charriages. Ce dernier phénomène est quasi inexistant en conditions naturelles et s'accroît de façon considérable en cas de perturbation (défrichement,..).

En raison de leur capacité d'adsorption, les particules en suspension peuvent piéger des composés indésirables, organiques et inorganiques. Il peut donc y avoir un lien indirect entre la turbidité et les propriétés chimiques de ces composés dans l'eau. A cet égard, la composante organique ou humique de la turbidité est des plus importantes. Les substances humiques peuvent fixer des quantités importantes de métaux et d'oxydes hydratés pour former des complexes.

Les études granulochimiques effectuées dans le cadre de cette étude ont montré la grande affinité entre la matière organique et le mercure. Dans le cadre des échantillons du Maroni (Ill. 53), la phase organique grossière ($> 200 \mu\text{m}$) est beaucoup plus riche en mercure (jusqu'à 4500 ng g^{-1} dans la phase organique, 165 ng g^{-1} dans la phase minérale et 590 ng g^{-1} dans la fraction $< 63 \mu\text{m}$) que les fractions les plus fines. La situation est différente pour les échantillons de la Comté et de l'Oyapock (Ill. 54) où la portée organique de la fraction $63\text{-}200 \mu\text{m}$ est la plus riche en mercure (jusqu'à 465 ng g^{-1} dans la phase organique, 65 ng g^{-1} dans la phase minérale et 350 ng g^{-1} dans la fraction $< 63 \mu\text{m}$). Suivant les sites, la matière organique constitue donc un réservoir plus ou moins important de mercure.

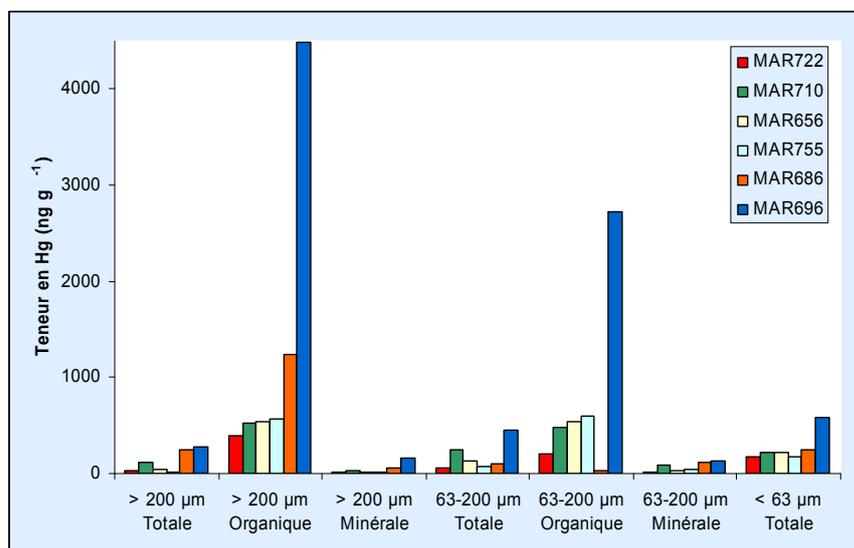


Illustration 53 : Répartition du Hg entre les phases organiques et minérales des différentes fractions granulométriques (sédiments du Maroni).

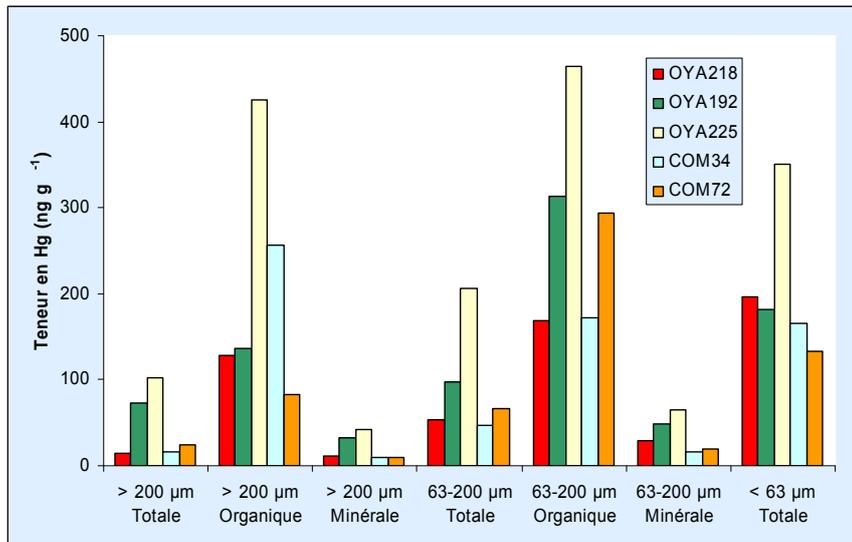


Illustration 54 : Répartition du Hg entre les phases organiques et minérales des différentes fractions granulométriques (sédiments de l'Oyapock et de la Comté).

Le transport sédimentaire en rivière se produit principalement au moment des hautes eaux et lors des crues. Les différents matériaux qui couvrent le fond de la rivière sont mobilisés progressivement en fonction de leur taille et de leur localisation dans le lit. La connaissance de ces conditions de mobilisation des sédiments est cependant très imparfaite en particulier du fait de la difficulté de réaliser des mesures du transport solide en période de crue.

Ce transport avec inondation de la forêt ripicoles entraîne un flux solide vers les criques, ce qui pourraient expliquer certaines valeurs très élevées mesurées dans les sédiments proches ou à l'embouchure de criques non orpaillées.

La distance de transport des particules va dépendre des paramètres du cours d'eau : débit de la rivière, vitesse du courant, largeur et profondeur (Ill. 55). Par exemple les criques ont une largeur variant de 1 à 100 m, les dynamiques sédimentaires seront donc différentes suivant les cas.

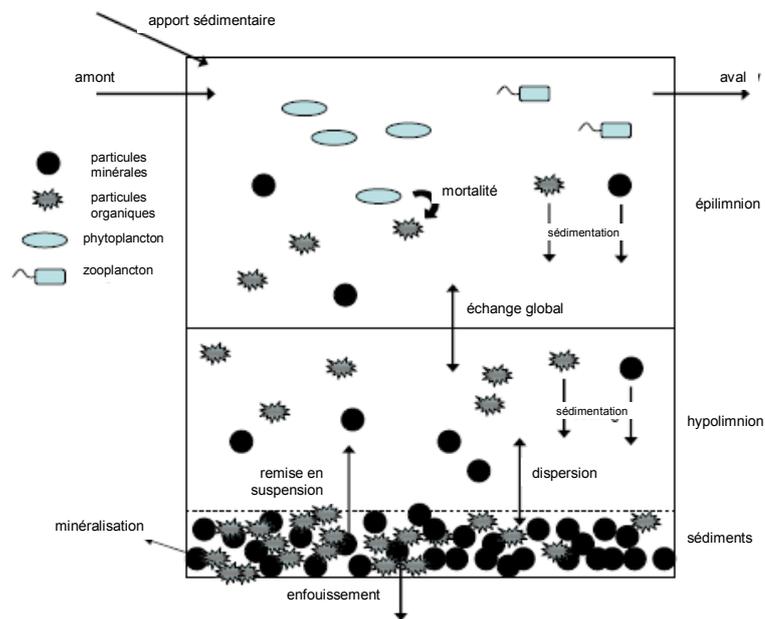


Illustration 55 : Cycle des solides dans le milieu aquatique.

6.3.2. Impact au niveau des sites d'orpaillage

Ces impacts ont pu être quantifiés dans le cadre du Programme « Mercure en Guyane phase II », une étude, non encore publiée, a été menée sur plusieurs criques de la mine Boulanger (Devez, Saint Roch, Combat), les résultats principaux sont présentés afin de montrer le rôle des sites d'orpaillage dans la dissémination du mercure dans l'environnement et plus particulièrement les risques potentiels liés à l'exploitation d'anciens sites d'orpaillage.

Un échantillonnage systématique (de la surface jusqu'à 2,2 m de profondeur) a été fait sur un site d'environ 1 ha traversé par la crique Combat ; petit affluent de la crique Boulanger en aval de la mine du même nom. Ce site a déjà été orpaillé au siècle dernier (découverte du placer Boulanger en 1859).

Les résultats des analyses chimiques (Ill. 56) montrent que les teneurs en mercure de l'horizon de surface des sols dans les zones non orpaillées (76 à 259 ng g^{-1}) sont comparables aux teneurs mesurées dans les sols de la forêt en Guyane françaises (122 à 318 ng g^{-1} , Roulet et Lucotte, 1995). Par contre, dans les zones orpaillées, les teneurs en mercure sont jusqu'à onze fois plus élevées dans l'horizon de surface et dans les déblais jusqu'à vingt fois plus élevées (4014 ng g^{-1}) que le fond géochimique local ($Q_{50} = 176 \text{ ng g}^{-1}$).

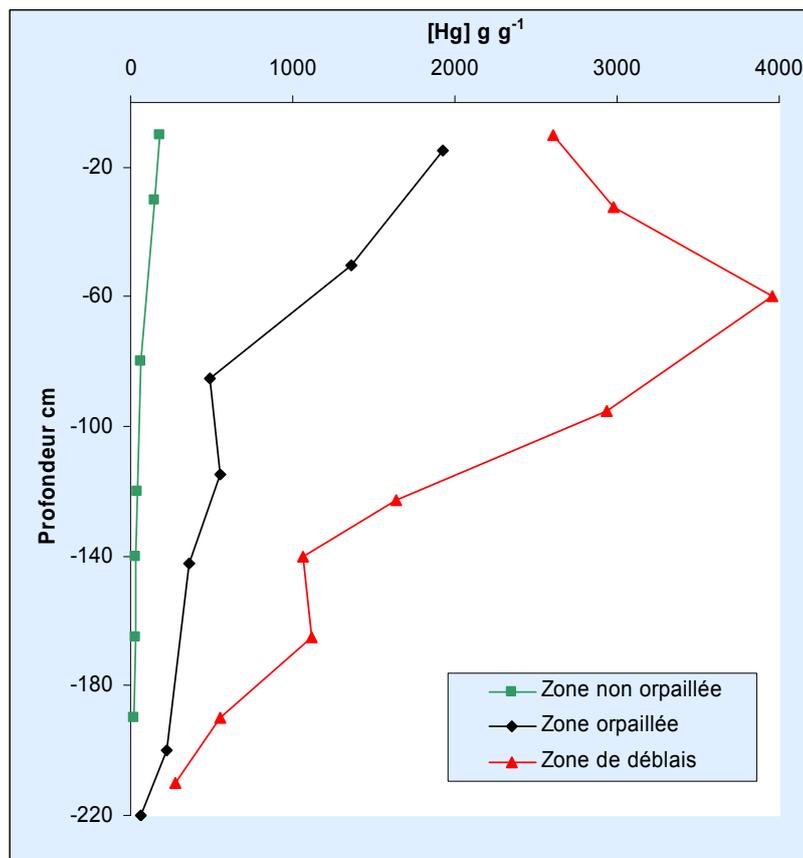


Illustration 56 : Profils des teneurs en Hg (ng g⁻¹) des sols dans des zones non orpaillées, orpaillées et de déblais de la crique Combat.

Quel que soit le procédé utilisé par les orpailleurs illégaux, leur activité consiste, dans un premier temps, à remettre en suspension avec des jets d'eau sous pression (lance monitor), les matériaux meubles des placers, ce qui accroît considérablement l'érosion des sols, augmentant la turbidité des rivières. Ainsi le mercure du fond géochimique comme celui apporté (historique et récent) par les orpailleurs se retrouvent dans les sédiments et colloïdes.

Grimaldi *et al.* (2001) ont montré que les particules qui contaminent les rivières devenues très turbides (230 mg L⁻¹ de matières en suspension dans le Petit Inini) ont une teneur proche de celle mesurée dans les oxisols. L'orpaillage qui est basé sur une érosion artificielle des sols alluvionnaires, est responsable d'un apport de mercure piégé dans les particules.

Cet apport peut être encore plus important lors de la reprise d'anciens sites où le mercure utilisé pour l'amalgamation pendant 150 ans peut être remobilisé (exemple de la crique Combat avec des teneurs pouvant atteindre 4000 ng g⁻¹, Ill. 56).

De même des mesures effectuées dans le bassin de la rivière Tapajos (Brésil) montre que la teneur du mercure lié au sédiment était de 200 à 600 fois la teneur du mercure

dissous dans les eaux impactés ou non par les activités d'orpaillage (Telmer *et al.*, 2006). La concentration médiane dans les matières en suspension étant proche dans les deux cas de 134 ng g^{-1} avec 80 % des valeurs inférieures à 300 ng g^{-1} dans la gamme des valeurs rencontrées dans la région. Ils concluent que de façon générale, dans cette zone, la source du mercure est le sédiment lui-même plutôt que le nouveau mercure en provenance des activités minières. Cependant ils en concluent que les opérations minières sont bien à l'origine d'anomalies, non pas liées à l'amalgamation mais à la perturbation durant les opérations minières qui remobilise le mercure contenu naturellement dans les sols et le mercure résultant d'activités minières historiques et qui migrent dans le panache turbide vers l'aval.

Le risque posé par le contenu en mercure des sédiments dépend de la quantité de métal biodisponible. Cette biodisponibilité est fonction de la répartition entre les phases solides et dissoutes (milieu interstitiel). Les métaux présents dans l'eau interstitielle étant *a priori* les plus biodisponibles.

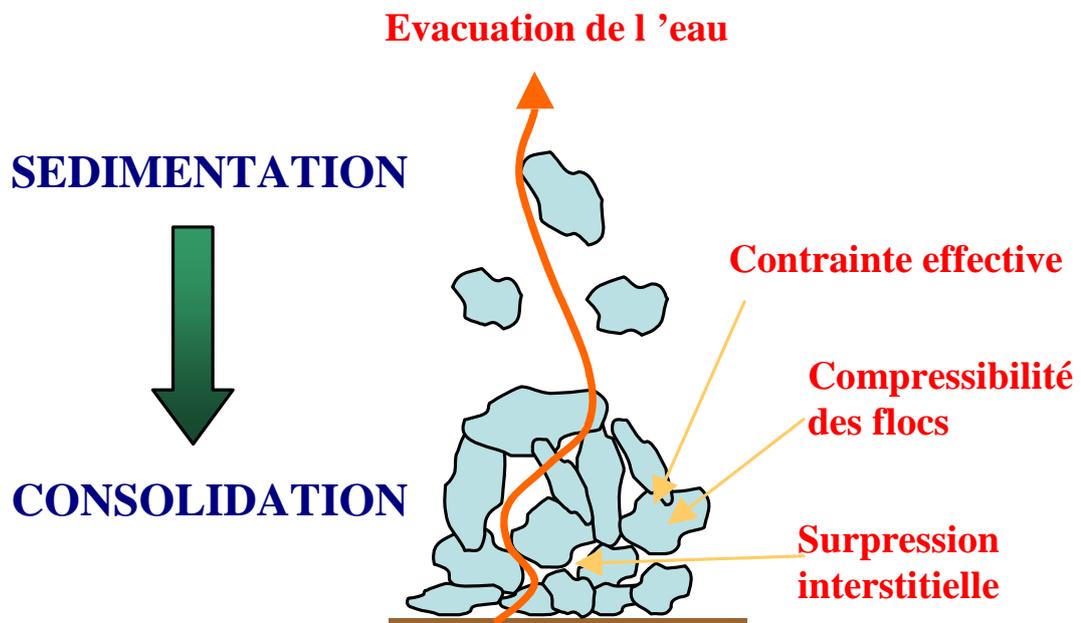


Illustration 57 : Schéma simplifié du processus de consolidation mécanique des sédiments.

Des études sur le Petit Inini (Programme « Mercure en Guyane », 2002) montrent que les teneurs en mercure dissous présent dans l'eau porale sont environ cent fois supérieures à celles présentes dans la rivière. Le cation majeur dans ces eaux interstitielles est le fer ferreux (III. 58). Les sédiments sont donc un milieu réducteur alors que la rivière reste bien oxygénée sur tout son cours.

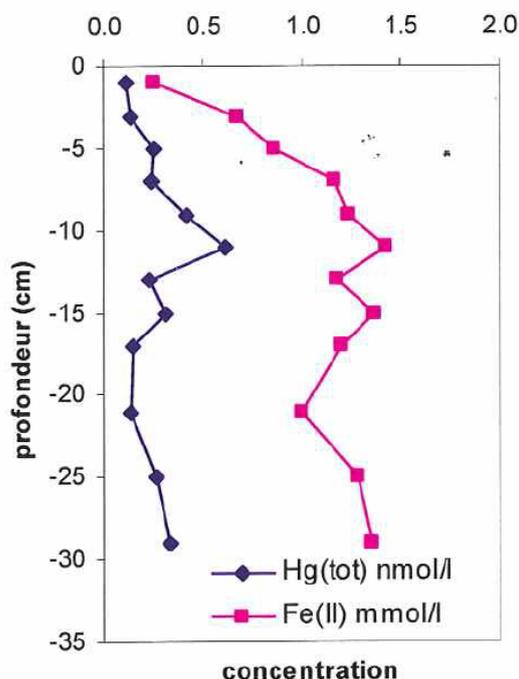


Illustration 58 : Concentrations (en nmol L^{-1}) du mercure et du fer (Fe(II)) dans les eaux porales du sédiment de l'Inini à Saut Sonnelle (données LGIT, extrait du rapport Programme «Mercure en Guyane », 2002).

6.3.3. Impact en aval des sites d'orpaillage

Les exemples suivants illustrent l'impact des rejets. Lors de la reprise de l'exploitation du placier Devez au début des années 2000, des teneurs de 1400 ng g^{-1} ont été mesurées dans la couche de graviers aurifères (ces teneurs sont dix fois plus élevées que celles mesurées dans les graviers aurifères du placier de Yaoni : 133 ng g^{-1} (certaines zones du placier Yaoni n'ont jamais été orpaillées)). Le mercure était principalement sous forme métallique Hg^0 (présence de billes de mercure dans les concentrés de batée). La plus grande partie de ce mercure était récupérée sur les grilles des sluices (d'après les calculs faits par les « orpailleurs », il semble qu'en moyenne pour un kilogramme d'or récupéré, ils récupèrent 1,5 kg de Hg). Les rejets de sluice étaient évacués vers les barranques. Une partie des rejets sédimentait dans les barranques et les surnageants s'écoulaient de barranque en barranque pouvant aller jusqu'à la rivière.

L'analyse des rejets a montré que la teneur en mercure était encore non négligeable (480 à 560 ng g^{-1}) ; 56 % des particules des rejets sont des fines ($< 63 \mu\text{m}$) et 76 % du mercure se trouve dans cette fraction. La fraction la plus fine ($< 0,5 \mu\text{m}$) ne correspond qu'à 6 % en masse mais à 33 % du mercure. Des études de décantation (Bizi *et al.*, 2005) de ces rejets ont montré qu'au bout de 40 jours, la turbidité était de 41 NTU (III. 59), ce qui est non négligeable par rapport à une eau de consommation (0,06 à 0,1

NTU) et que la fraction colloïdale résiduelle avait une teneur en mercure moyenne de 3170 ng g^{-1} . Même après 6 mois, la turbidité était encore de 6 NTU. Ces résultats illustrent le rôle important de la fraction colloïdale dans le transport du mercure, à partir des exploitations vers l'aval hydraulique.

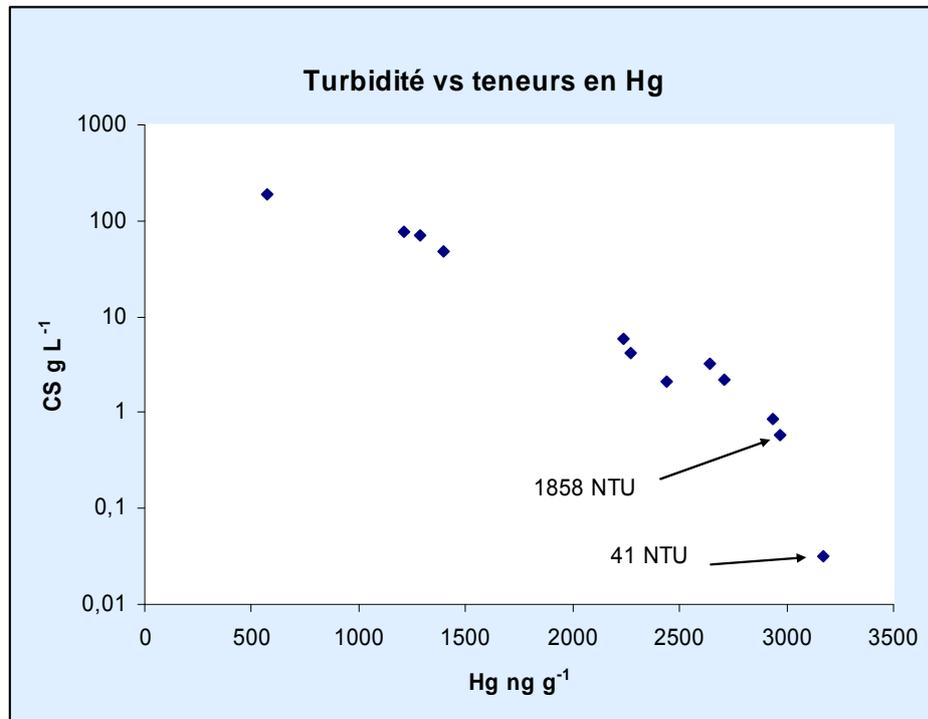


Illustration 59 : Turbidité (CS : concentration en solide) versus teneurs en Hg dans le rejet.

Ces observations sont également confirmées par l'étude de la crique Saint Roch, des prélèvements ont été réalisés en surface (0-20 cm) dans les barranques et à 5 km en aval au niveau de la crique Combat. Les teneurs en mercure dans les barranques sont en moyenne de 176 ng g^{-1} ($>100 \text{ g}$ de solide L^{-1}) et de 1200 ng g^{-1} à 5 km (10 mg de solide L^{-1}).

Ces valeurs peuvent être comparées avec celles mesurées sur le site d'exploitation de Saint Elie (Grimaldi *et al.*, 2001). Les teneurs en Hg dans les sédiments sont de 127, 2489 et 549 ng g^{-1} respectivement en amont, au voisinage du site et en aval. Il y a bien un effet d'enrichissement en Hg des sédiments en aval des sites d'exploitation due au transport des particules les plus fines (colloïdes).

Un point sur les effets de la turbidité liée aux opérations minières a été fait dans le cadre de la réalisation du rapport BRGM (Weng *et al.*, 2006). En effet comme décrit précédemment, l'eau est au centre des processus d'extraction de l'or alluvionnaire. Les prélèvements d'eau sont donc, dans le meilleur des cas, limités à la constitution du stock nécessaire au fonctionnement en circuit fermé de l'exploitation et à un débit permettant de garantir la vie piscicole dans le cours d'eau. On compte aujourd'hui environ 200 km de linéaires exploités pour l'activité minière aurifère pendant les dix

dernières années (source ONF-BRGM, 2006). De plus, depuis le début de l'extraction aurifère en Guyane, et d'après les récents résultats des travaux de l'ONF (com. pers., 2006), le linéaire total de cours d'eau directement impactés par ces activités (légal et illégal) est de 1330 km. Le linéaire de cours d'eau situés en aval de ces sites, donc pouvant être potentiellement impacté de manière indirecte, est d'environ 4 700 km.

Sur les 83 sites réguliers, les exploitants ont mis en place des bassins de décantation des boues avant rejet dans les rivières d'une eau dont la concentration en MES est minimale. Ces efforts devraient permettre de réduire la pression sur les cours d'eau impactés à moins de 70 mg L⁻¹ de MES ; l'augmentation de MES d'amont en aval d'une exploitation ne devant pas dépasser 25 % (disposition préfectorale 2005). Toutefois, les sites d'orpaillage irréguliers, qui sont de loin les plus nombreux, rendent les efforts des exploitants réguliers moins perceptibles.

Il n'y a pas de mesures de suivi de la concentration en MES des cours d'eau en Guyane. A dire d'expert, un taux de 15 mg L⁻¹ de MES serait supportable pour les écosystèmes fluviaux. Au-delà de 20 mg L⁻¹ l'impact est réel, et ce d'autant plus que ce niveau de concentration perdure. Une étude sur la qualité des eaux de l'Approuague à hauteur de deux criques orpaillées (HYDRECO, 2005) montre que :

- le taux de MES décroît avec la distance pour se stabiliser autour de 40 mg L⁻¹ ;
- ce taux diminue peu si le cours d'eau ne présente aucune rupture dans le mode d'écoulement des eaux ;
- les sauts sur la rivière provoquent une baisse de la MES, mais au prix, dans cet exemple, d'un colmatage des milieux aquatiques avant chaque saut ;
- la vie aquatique s'appauvrit au niveau des criques où la turbidité est maximale.

Si des eaux très turbides (couleur ocre) indiquent la présence de sites d'orpaillage en amont, cela ne permet pas d'en déduire précisément la quantité de mercure transporté vers l'aval. En effet lors de la campagne APP2, des mesures de turbidité ont été faites sur le Haut Approuague (amont de la crique Couata jusqu'au village Guillaume (aval de Régina)) et elles ne montrent pas de corrélation entre la turbidité et les teneurs en mercure des sédiments (Ill. 60). Au niveau de la crique Calebasse les teneurs en mercure sont comprises entre 115 et 168 ng g⁻¹ pour des turbidités très faibles autour de 8 NTU. Par contre, sur la crique Couata, si les teneurs en Hg sont similaires mais un peu plus fortes (127 et 215 ng g⁻¹), les turbidités sont beaucoup plus élevées (292 à 466 NTU). Des données sur la crique Sapokaï (qui ne figure pas sur la carte) donnent des valeurs intermédiaires pour les turbidités (autour de 50 NTU) pour des teneurs en mercure ~70 ng g⁻¹. Il n'est donc pas possible de généraliser à toute la région guyanaise la relation entre la turbidité de l'eau et les teneurs en mercure des sédiments car celle-ci dépend de plusieurs paramètres dont :

- l'exploitation d'un nouveau placer ou reprise d'un ancien site qui, en fonction des pratiques employées, va libérer une plus ou moins grande quantité de mercure qu'il soit d'origine naturelle ou anthropique (actuel ou historique) ;

- le régime du cours d'eau avec ou non présence de sauts... Les matières en suspension les plus lourdes vont sédimenter sur le fond et les parois de la crique et seule une partie sera remise en suspension et migrera vers l'aval durant la saison des pluies. Dans les rivières la situation est complètement différente avec peu de lieux propices (sauf durant la saison des pluies avec l'enneiement des rives) à la sédimentation fine du fait des courants et de la présence de barres rocheuses qui jouent dans la plupart des cas, plus un rôle dans l'accroissement de la turbulence que dans celui de favoriser la sédimentation ;
- la minéralogie des particules qui varie, avec pour conséquence une affinité différente avec les différentes formes de mercure et un comportement dynamique différent (plus ou moins grande distance parcourue par les particules à l'aval des exploitations minières avant de sédimenter de façon provisoire ou plus ou moins pérenne) ;
- enfin, en termes de risque pour l'environnement, on doit considérer la quantité de méthylmercure (bioaccumulable) qui n'est pas directement lié à la quantité de mercure mais aux conditions physico chimiques du milieu (cf paragraphe 6.4.4.).

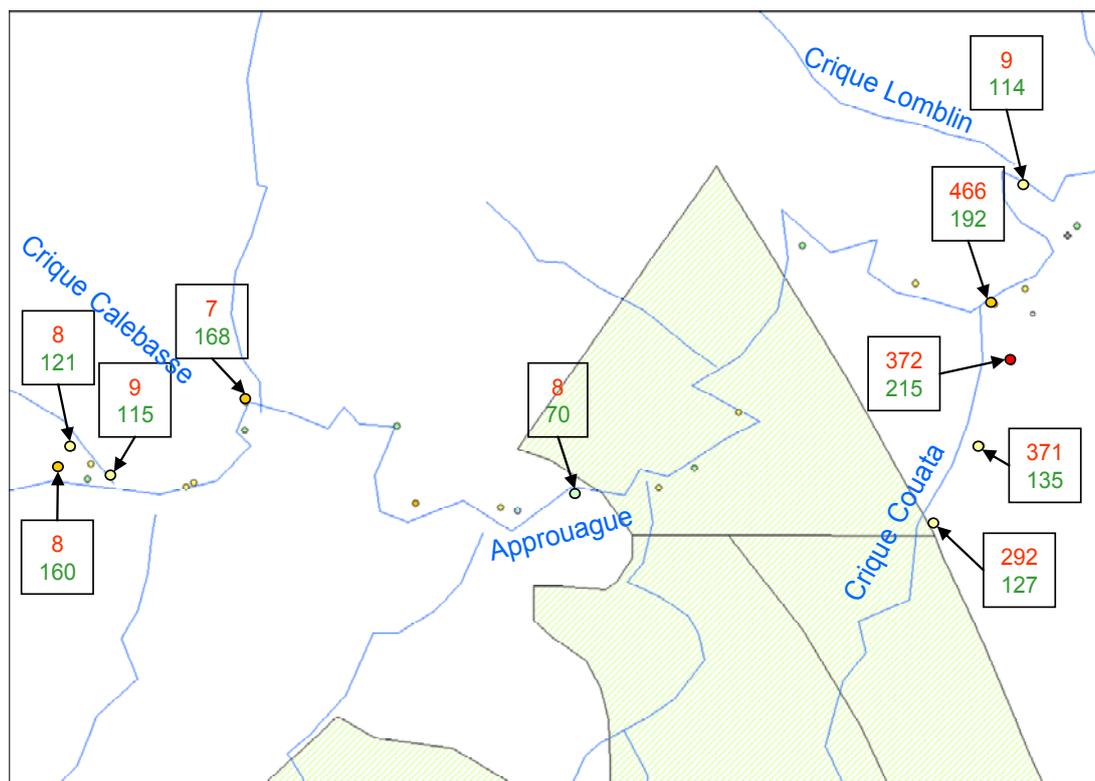


Illustration 60 : Mesures de turbidité (NTU) des eaux et des teneurs en Hg (ng g⁻¹) des sédiments dans l'Approuague et les criques.

6.4. TRANSFERT SEDIMENT - CHAINE TROPHIQUE

6.4.1. Les paramètres du transfert

La méthylation

La concentration en mercure organique dans les eaux dépend du bilan méthylation, déméthylation qui varie dans le temps et l'espace (Bisinoti *et al.*, 2007). Les sédiments sont considérés comme le site de production le plus important de méthylmercure cependant des études (Guimaraes *et al.*, 2000) ont montré que dans les plaines d'inondation, la végétation jouait également un rôle important. Les macrophytes en décomposition étaient à l'origine d'une méthylation du mercure supérieur d'un ordre de grandeur à celui des sédiments.

L'illustration 61 présente les différentes possibilités de méthylation-déméthylation dans les différents compartiments liés à des paramètres biotiques ou abiotiques. Les deux phénomènes clefs dans la réduction de production de méthylmercure seraient l'enfouissement et la photo-déméthylation.

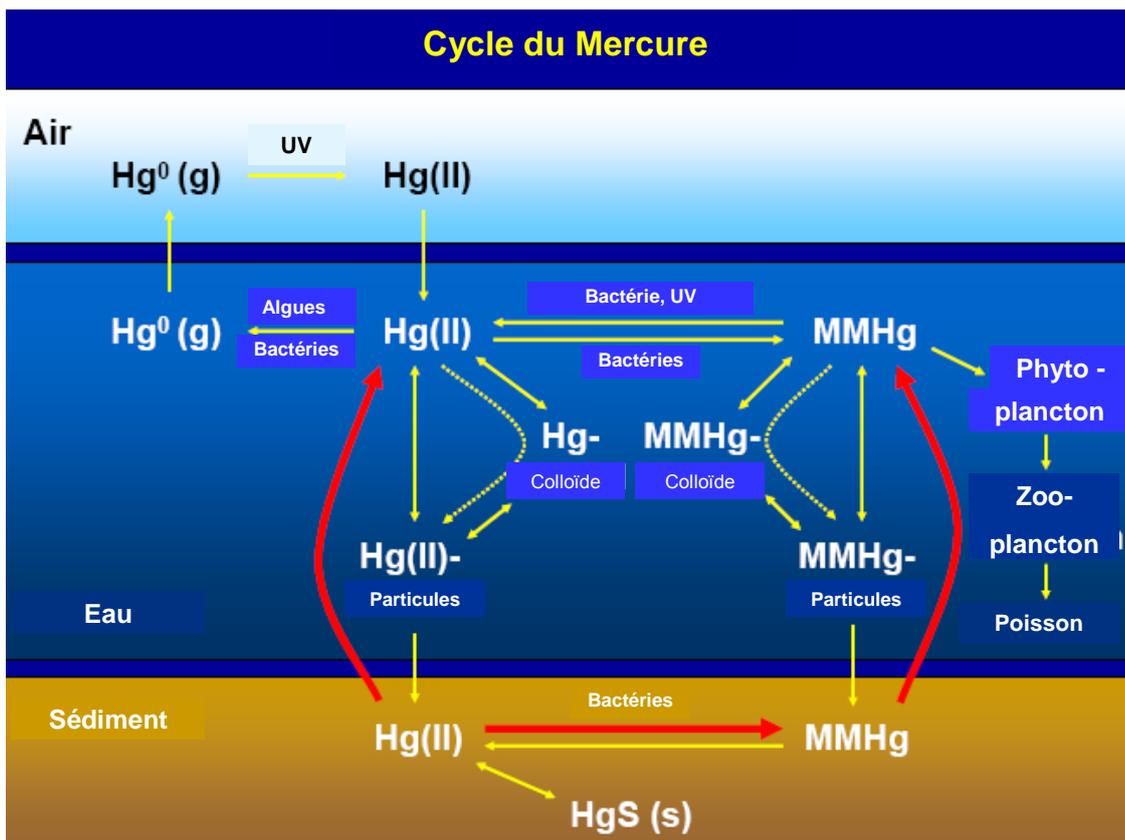


Illustration 61 : Le cycle du mercure.

En règle générale le méthylmercure se formerait préférentiellement dans les sédiments, ses modes de transfert dans les eaux de surface conditionnent la bioaccumulation dans les organismes. La répartition du mercure sous forme particulaire et dissoute va déterminer les mécanismes de transfert vers les autres compartiments biotiques.

En conditions anoxiques (favorisées entre autres par les barrages, les points d'eau stagnante, les barranques, les inondations cycliques...), le mercure se voit transformé en méthylmercure sous l'action de bactéries sulfo-réductrices présentes dans l'environnement au commencement des chaînes alimentaires.

Les sédiments déposés au fond des criques doivent faire l'objet de phénomènes de méthylation et de déméthylation. Le bilan de ces processus est fonction des conditions biologiques et physicochimiques du milieu qui varie suivant les saisons (l'activité biologique étant maximum dans la partie supérieure des dépôts peut favoriser le processus de méthylation).

Une étude récente (Guédrón *et al.*, 2007) a mis en évidence, le rôle initial des barranques dans la méthylation du mercure. En effet, ces bassins de décantation, s'ils ne sont pas réhabilités, combinent toutes les conditions nécessaires à la méthylation abiotique ou biotique (milieu anoxique, teneurs en mercure, carbone organique et sulfate importantes). Les teneurs en méthylmercure dans les eaux porales des barranques sont comparables à celles mesurées au barrage de Petit Saut (respectivement de 0,001 à 1,530 ng L⁻¹ et 0,390 à 0,940 ng L⁻¹) et sont donc supérieures à celles mesurées dans les sols et les eaux stagnantes (0,007 à 0,828 ng L⁻¹).

Au niveau du panache de particules issu des exploitations, le mercure inorganique/organique est fortement adsorbé sur les particules en suspension.

Des études ont étudié la distribution spatio-temporel du mercure dans les eaux (Roulet *et al.*, 2001). Les variations en teneurs en matières en suspension et mercure adsorbé sur ces particules augmentent de façon significative durant la période initiale d'inondation (début de la saison des pluies) et, quelle que soit la saison, c'est la quantité de MES qui contrôle la quantité de mercure dans la colonne d'eau.

Il a également été montré (Hurley *et al.*, 2003) que la concentration en méthylmercure des particules augmentait à l'extrémité du panache de pollution émis par une exploitation minière. En effet les particules les plus grosses sédimentent en premier, les particules plus fines sont transportés plus loin et le méthylmercure associé peut être ingéré par le zooplancton avec bioaccumulation dans la zone de mélange.

De plus, les eaux chargées en MES ont des conséquences sur le milieu naturel et en particulier entraîne une diminution du taux d'oxygène de l'eau par l'oxydation des particules qui peut impacter sur la spéciation du mercure.

Le flux de méthylmercure saisonnier issu des sédiments par diffusion vers le milieu aquatique est très difficile à évaluer en l'absence de mesures non ponctuelles.

Rôle de la matière organique

Le rôle de la matière organique en tant que « piège » à mercure est illustré dans le cadre des études granulochimiques réalisées dans le cadre de ce projet (cf paragraphe 4.3).

La présence de matière organique dissoute et son effet complexant induit une réduction de la biodisponibilité des métaux mais dans le cas du mercure certaines formes de MO favoriseraient la formation de méthylmercure du fait de son influence sur les développements bactériens (Ravichandran, 2004).

La teneur en matière organique des sédiments est un paramètre clef dans l'adsorption du mercure divalent et du méthylmercure. Les acides fulviques (composant de la matière organique dans les bassins versants) qui sont solubles dans une large gamme de pH et en particulier les pH acides des rivières guyanaises. Leur mobilité et donc leur capacité à se sorber à Hg(II) peut être responsable de la production de méthylmercure.

Il a été démontré (EPA, 2006) que la production de méthylmercure diminuait avec la concentration en matière organique des sédiments auxquelles se lie le mercure inorganique, limitant ainsi sa biodisponibilité ; le contenu en sulfures, les K_d sédiment/eau pour le mercure inorganique, le degré de perturbation du sédiment par une éventuelle faune benthique constituent d'autres facteurs de ces processus.

Dans les eaux sombres à faible turbidité, il est probable que ce soit la matière organique qui soit responsable du transport de la majorité du mercure (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000). Les concentrations en mercure total de la rivière Negro (Brésil) dans les sédiments des 10 premiers centimètres variant de 70 à 271 mg kg⁻¹, le mercure organique représentait de 0,5 à 1,79 % de ce total. Les auteurs concluent à un passage du mercure organique dans le milieu aquatique spécialement durant les premiers mois d'inondation.

Rôle des composés inorganiques

Les composés inorganiques en suspension comme les hydroxydes de fer et le manganèse procurent une bonne surface d'adsorption pour les matières organiques ainsi que pour le mercure et ont la possibilité de coprécipiter dans un premier temps avec ces composés du mercure.

Rytuba *et al.* (2000) ont étudié un drainage minier chargé en mercure montrant que durant les périodes de basses eaux les sédiments fins d'hydroxydes de fer s'accumulent sur le lit des cours d'eau et adsorbent le mercure et méthylmercure. Durant les épisodes de crues ces sédiments enrichis en mercure sont transportés à l'aval avec une biodisponibilité accrue du stock de méthylmercure.

Mercure inorganique/Méthylmercure

Il n'existe que très peu de données en Guyane concernant les valeurs de mercure et méthylmercure dans les sédiments et les matières en suspension dans les cours d'eau. Citons l'étude réalisée sur les niveaux de mercure contenus dans les cours d'eau Leblond (orpaillée à l'amont) et Coursibo (non orpaillée actuellement mais draguée (saut crique Blanche) de 1900 à 1910 et où de nombreux sauts sont présents) (Programme « Mercure en Guyane », rapport final, première partie, 2001). Les plus fortes concentrations en mercure total ont été mesurées dans la crique Leblond, elles varient de 25,4 à 34,9 ng L⁻¹ (dissous + particulaire) contre 2,1 à 5,4 ng L⁻¹ dans la crique Coursibo.

Dans la rivière Petit Inini (Programme « Mercure en Guyane », rapport final, deuxième partie, 2002), les mesures de méthylmercure dans les particules montrent que les teneurs sont faibles et relativement constantes à proximité de Dorlin ($1,2 \pm 0,4$ ng g⁻¹). Les teneurs en méthylmercure dans les effluents des mines sont similaires ($0,9 \pm 0,6$ ng g⁻¹). Le méthylmercure particulaire représente en moyenne 0,4 % du mercure total particulaire dans le Petit Inini et 0,2 % dans les effluents des mines.

Il a été établi une corrélation linéaire et rapide entre une augmentation d'apport de mercure dans le milieu et la formation induite de méthylmercure, le temps de réponse du milieu pouvant être de l'ordre de la semaine (Benoit *et al.*, 2001, 2003).

Comme mentionné en introduction, les phénomènes de méthylation sont complexes et réclameraient, sur un cours d'eau pilote, une analyse des différentes formes de mercure mais également les paramètres physico-chimiques des eaux de surface et eaux interstitielles.

La transformation abiotique du mercure en méthylmercure dépendrait de plusieurs paramètres (pH, T, concentration en mercure inorganique et teneurs en acides fulviques). Un nombre d'études a montré également une corrélation inverse entre le pH de l'eau et la spéciation du mercure, des complexes biodisponibles se formeraient préférentiellement à des pH acides.

Lorsque le pH diminue, toutes les formes de mercure montrent une liaison accrue avec les sédiments (où les bactéries abondent). La relation entre le pH et la teneur en carbone organique dissous jouerait un rôle important dans la disponibilité du mercure pour la méthylation.

Il n'existe que peu de données sur la qualité des eaux en Guyane. Les études les plus complètes concernent le Sinnamary. L'analyse comparative des paramètres physico-chimiques mesurés en décembre 2004 (Muresan 2006 et Dominique 2006), lors de la campagne d'échantillonnage menée sur le Sinnamary amont, avec ceux correspondant à la fin de l'année 1992, soit deux ans avant la mise en eau de la retenue, ne met pas en évidence de différences significatives (Tableau 13).

| | T °C | pH | Cond $\mu\text{S cm}^{-1}$ | O ₂ mg L ⁻¹ | O ₂ % | Turb. NTU | COP mg L ⁻¹ | NO ₃ ⁻ $\mu\text{mol L}^{-1}$ | NH ₄ ⁺ $\mu\text{mol L}^{-1}$ | PO ₄ ³⁻ $\mu\text{mol L}^{-1}$ | FeD ²⁺ mg L ⁻¹ |
|------------------|---------|-----|-------------------------------|--------------------------------------|---------------------|--------------|---------------------------|--|--|---|---|
| Décembre 1992 | 25,1 | 6,1 | 22,9 | 6,9 | 83,3 | 12,9 | 569 | < L.D | 21,8 | 0,6 | 0,8 |
| Décembre 2004 | 22,5 | 5,8 | 21,1 | 7,1 | 90,6 | 11,2 | 650 | < L.D | 11,7 | 0,5 | 0,8 |

Tableau 12 : Principaux paramètres physico-chimiques du fleuve Sinnamary en amont de la retenue (valeurs moyennes), en décembre 1992, deux ans avant la mise en eau du barrage et en décembre 2004 (données Hydreco ; Muresan 2006 et Dominique, 2006). L.D. : limite de détection. COP : Carbone organique particulaire.

Les mesures réalisées en décembre 2004 montrent que les eaux sont caractérisées par une température moyenne de 22 °C. A l'image de la quasi-totalité des hydro systèmes guyanais, elles sont peu minéralisées (conductivité : 21 $\mu\text{S cm}^{-1}$) et présentent un pH légèrement acide (5,8). La concentration en oxygène dissous fluctue entre 6,8 et 8,2 mg L⁻¹, les valeurs maximales étant mesurées à la sortie des sauts. En raison de la charge élevée en acides humiques et fulviques des eaux, la turbidité est supérieure à 10 NTU (Richard, 1996). Il est à noter que ces acides font partie des colloïdes et sont donc susceptibles d'adsorber le mercure.

De plus, en l'absence d'analyses chimiques des eaux et en particulier de paramètres tels que l'oxygène dissous et la teneur en carbone organique dissous, sélénium, etc, il est difficile d'extrapoler sur le devenir des différentes formes du mercure.

Dans le cas des sédiments sous influence marine, les relations mercure/méthylmercure sont liées à des phénomènes différents. Les analyses de mercure total dans les estuaires de l'Oyapock, l'Approuague et la Comté montrent bien un appauvrissement global en mercure des sédiments suite au mélange avec le panache de l'Amazone. Ces sédiments sont de type vase au sens strict et ont des teneurs de l'ordre de 40 ng g⁻¹ contre des teneurs en mercure de 100 à 150 ng g⁻¹ plus en amont de ces fleuves.

L'étude sur l'estuaire du Sinnamary (programme du CNRS « Mercure en Guyane ») corrobore ces résultats en concluant : « le cycle côtier du mercure est perturbé par les apports constants et en grande partie méthylés de l'estuaire : la zone saline de l'estuaire joue un rôle de dilution et de réacteur chimique pour le mercure fluviatile. Au sein de cette région, il a été mis en évidence en évidence : (i) un comportement non conservatif du Hg de la phase dissoute, (ii) un appauvrissement global en mercure des particules suite au mélange avec le panache de l'Amazone et (iii) une dilution progressive des concentrations par les masses d'eau océaniques. Le piégeage du Hg réactif sous forme colloïdale dans la région de turbidité et sa floculation sont des phénomènes majeurs. Plus au large, la diminution rapide des concentrations de MMHg (dissous) suggère un ralentissement des mécanismes de méthylation (oxygénation accrue des eaux, diminution des niveaux de MO) et/ou l'activation des mécanismes de déméthylation (formation de chlorocomplexes, photodégradation du MMHg formé) ».

6.4.2. Impact biologique

La quantification des niveaux de bioaccumulation du mercure dans les espèces végétales et animales au sein des cours d'eau de Guyane met en évidence une très forte bioamplification. Elle conduit à des concentrations dans les poissons situés au sommet des réseaux trophiques très supérieures à la recommandation OMS de 0,5 g Hg g⁻¹ pf. La bioamplification est un processus naturel qui repose sur des transferts cumulatifs du MMHg entre les proies et les prédateurs (Weiner *et al.*, 2002) : le taux d'absorption de cette forme organique du mercure au travers de la barrière intestinale est proche de 100 %, alors qu'il est en général inférieur à 10 %, voire 5 %, pour le mercure inorganique (HgII) (Boudou et Ribeyre, 1997) (Voir description partie 5.2. sur les processus de bioamplification).

Il est important de rappeler que les concentrations du mercure dans l'eau sont extrêmement faibles et peuvent paraître négligeables, proches du ng L⁻¹ dans la fraction dissoute pour le Hg total et environ 100 fois plus faibles pour le MMHg. De tels niveaux, ne présentent aucun risque direct pour l'homme (baignade, boisson). En revanche, par le jeu de bioconcentrations à la base des réseaux trophiques (bactéries, algues phytoplanctoniques) et de transferts le long des chaînes alimentaires, les facteurs de bioconcentration ($[\text{MMHg}]_{\text{muscle}}/[\text{MMHg}]_{\text{eau}}$) peuvent atteindre plusieurs dizaines de millions (Charlet et Boudou, 2002 ; Durrieu *et al.*, 2005).

Quels sont les risques toxicologiques pour les espèces aquatiques les plus contaminées ? Malgré l'abondance des publications scientifiques sur l'écotoxicologie du mercure au cours des deux dernières décennies, peu de travaux ont été réalisés dans des conditions d'exposition représentatives de celles qui se déroulent en milieu naturel, à savoir des apports de MMHg par la voie trophique et sur de longues durées. Chez un poisson d'eau douce (*Pimephales promelas*) contaminé pendant plusieurs mois par de la nourriture faiblement enrichie en MMHg, des impacts très significatifs ont été mis en évidence sur la reproduction, avec un retard important des périodes de ponte, une inhibition de la production hormonale et du développement gonadique ou encore une réduction du nombre d'alevins (Hammerschmidt *et al.*, 2002 ; Drevnick et Sandheinrich, 2003).

Chez le poisson zèbre (*Danio rerio*), dont le génome a été récemment séquencé, les effets de la contamination trophique par le MMHg ont été analysés sur les niveaux d'expression d'une douzaine de gènes dans trois organes (cerveau, foie, muscle squelettique dorsal) (Gonzalez *et al.*, 2005). Les résultats sont surprenants. Dans le cerveau, qui présente les plus fortes concentrations en MMHg en fin d'expérience, aucune modification significative des niveaux d'expression des gènes, déterminés par RT-PCR (*real-time polymerase chain reaction*), n'a été révélée par rapport aux poissons témoins, alors que les gènes sélectionnés étaient impliqués dans de nombreuses fonctions cellulaires : défense par rapport au stress oxydant, séquestration des métaux (métallothionéines), protéines d'efflux (ABC transporteurs), bioénergétique (enzymes mitochondriales), réparation de l'ADN, apoptose. Cette absence de réponse génétique peut expliquer les atteintes neurotoxiques générées par le MMHg : la contamination chronique du cerveau se heurterait à une incapacité de mise en place de réactions de défense face à la bioaccumulation du MMHg, réactions

qui sont en revanche observées dans le foie et dans le tissu musculaire. Des effets précoces, dès 7 jours de contamination, ont été mis en évidence sur le muscle, alors que ce tissu était classiquement considéré comme un compartiment de stockage, sans véritables atteintes structurales et fonctionnelles.

Outre l'impact direct sur le biotope du relargage du mercure lié aux activités d'orpaillages, il est très important de soulever le problème de la turbidité générée par ces activités. Par exemple, dans le cadre du programme CNRS (2002), la très forte turbidité des eaux du Petit Inini ($0,6 \text{ g MES L}^{-1}$), au niveau du site de Dorlin, illustre très bien l'impact direct des MES sur les poissons. Les observations de terrain ont montré une chute considérable de la biodiversité (nombre limité d'espèces) avec une prolifération d'une espèce de poisson détritivore « *Prochilodus reticulata* » au détriment des autres espèces. Notons que les niveaux de contamination en mercure mesurés dans le muscle de ce poisson étaient très importants : allant de $0,2$ à $3,4 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ (pf). De même des modifications morphologiques ont été observées sur ces poissons : perte de la coloration de la peau, allongement des opercules recouvrant la cavité branchiale (hypothèse d'une protection plus efficace des lamelles branchiales contre les MES).

L'impact de l'orpaillage conduit donc à une exportation du métal des bassins-versants vers les hydrosystèmes, par les différents processus décrit précédemment mais il est très important de préciser que ces activités anthropiques conduisent à de très fortes turbidités des cours d'eau qui entraînent de graves perturbations au fonctionnement de l'écosystème. Au niveau des poissons par exemple : fuite du milieu par manque de nourriture (dépôt de MES sur la végétation, eau trouble qui limite la chasse à vue...), diminution de l'oxygène dissous, colmatage des branchies, surpêche...

L'identification d'indicateurs de qualité biologiques est un des moyens de quantifier les impacts anthropiques. Il est à noter une étude commandité par la DIREN en 1998 sur l'évaluation de la qualité des eaux de rivières à partir de l'étude de macros invertébrés. Elle a permis d'établir, dans un premier temps six classes basées sur les communautés d'éphéméroptères (Hydreco.mediasfrance.org, Tableau 12).

Ces populations constituent un bon indicateur de la qualité des eaux et des substrats en particulier pour ce qui concerne la turbidité et ses effets secondaires (diminution de l'oxygène dissous, colmatage...). Ces indicateurs, du fait de leur sensibilité aux pollutions, sont en général représentatifs de la richesse biologique d'une section de cours d'eau.

De plus, les phénomènes de contamination de la chaîne trophique (bioamplification ...) pourraient avoir des impacts au niveau des équilibres des écosystèmes fragiles et de certains espaces naturels.

| Nombre d'U.O. (genres) | Communauté des Ephémères | Classe | Etat des cours d'eau |
|------------------------|--|--------|--|
| au moins 4 | naturelle ou presque naturelle | I | crisques de faible largeur ou petites rivières sans impact anthropique notable Ex : Grand Inini |
| au moins 4 | peu altérée | II | rivières faiblement impactées, ou stations suffisamment éloignées des impacts pour une récupération importante Ex : Takari Tanté, crique Vénus, Courcibo |
| au moins 4 | assez altérée | III | influences anthropiques durables mais d'intensité moyenne Ex : Saut Lucifer, Leblond |
| au moins 3 | fortement altérée | IV | rivières exposées à des impacts anthropiques aigus et soutenus ou à conditions naturelles défavorables (oxygénation, matière organique) Ex : rivière Camopi |
| au moins 1 | détruite; survie des U.O. de catégorie 1 | V | pollutions importantes; fort déficit en O ₂ et/ou substratum très modifié Ex : Karouabo |
| aucune U.O. | pas d'Ephémère | VI | cours d'eau dépourvus de macro-invertébrés polluosensibles (EPT etc.) Ex : Kerrenroch (Sinnamary aval) |

Tableau 13 : Classement de la qualité des eaux de rivières basé sur les communautés d'éphéméroptères (Hydréco, 2005, 2006).

La gestion des espaces naturels repose sur l'existence de plusieurs périmètres à statut tels que les Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (78 ZNIEFF de types 1 et 2 en Guyane) dont l'intérêt repose soit sur l'équilibre et la richesse des écosystèmes, soit sur la présence d'espèces de plantes ou d'animaux rares et menacés. Cet outil de la connaissance de la biodiversité doit permettre une meilleure prévision des incidences, des aménagements et des nécessités de protection de certains espaces fragiles. Il faut mentionner également d'autres outils de la gestion des espaces naturels tels que Parc National, réserves naturelles, arrêtés de protection du biotope, etc...

L'étude du croisement des espaces fragiles avec les zones orpaillées montre, dans certains cas, des recouvrements comme par exemple les ZNIEFF des massifs centraux dans le secteur de Camopi ou les monts Balenfois dans le secteur de Regina, arrêté de biotope de Saül, etc (Ill. 61).

Les impacts avérés, dans le cadre d'études effectuées dans différents pays (impact génétique, perte de biodiversité, etc.), liés à la migration du mercure le long de la chaîne trophique sont donc à surveiller en priorité dans ces secteurs.

L'impact de l'orpaillage sur le réseau hydrographique de Guyane, peut entraîner un relargage important des MES et du mercure (mercure présent à l'état naturel dans les sols et/ou mercure enfoui dans les sédiments lié à la première vague d'orpaillage) même si le procédé d'amalgamation n'est pas utilisé. Cette double contamination peut avoir des impacts irréversibles au niveau des équilibres des écosystèmes fragiles.

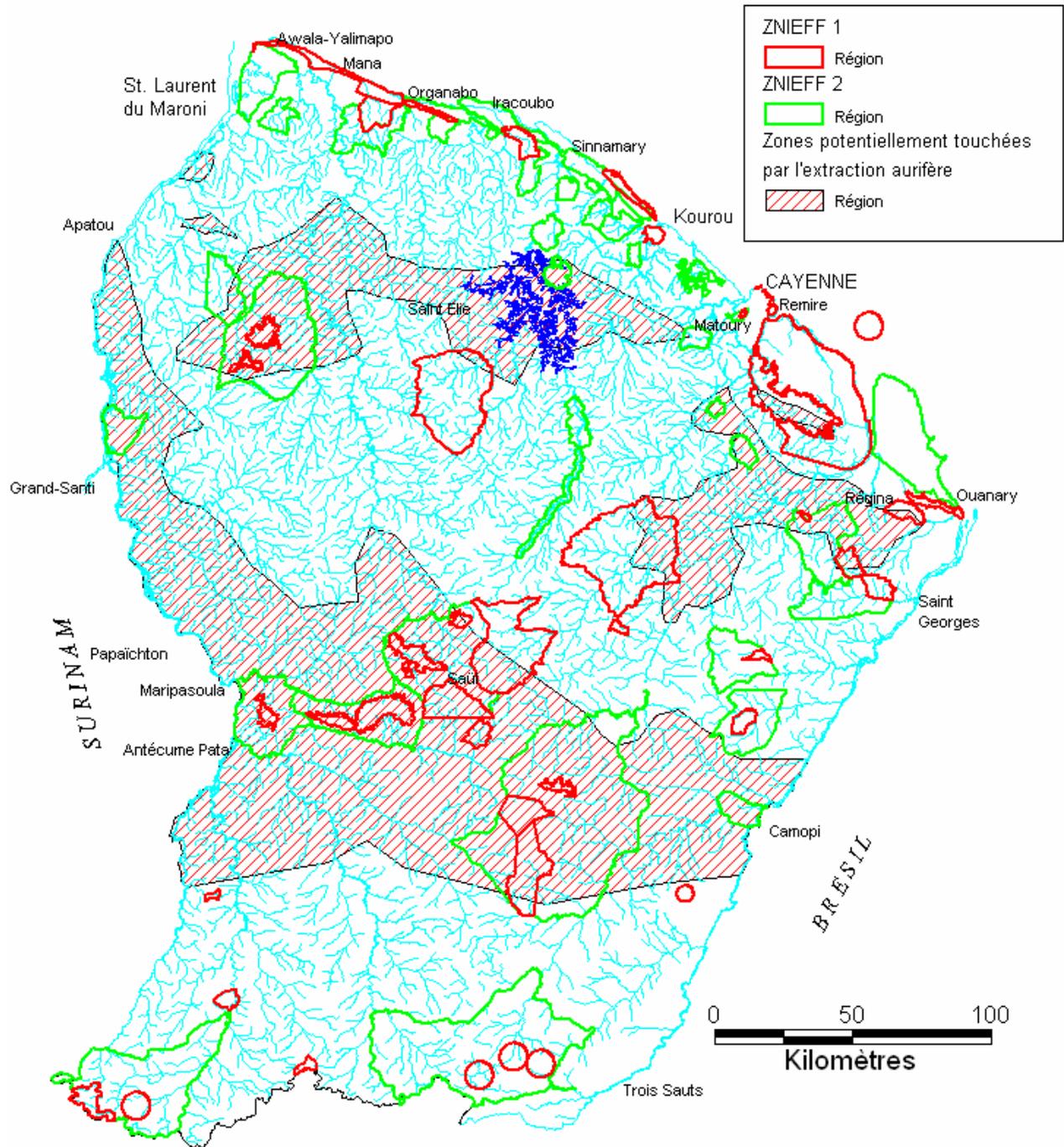


Illustration 62 : Localisation des ZNIEFF et des zones potentiellement orpaillées. Impact sur la santé humaine

Deux modalités d'exposition des populations humaines existent actuellement en Guyane (Boudou *et al.*, 2006b) :

1. une exposition de type "professionnel", concernant les chercheurs d'or responsables du brûlage des amalgames sur les sites d'orpaillage et le personnel impliqué dans le raffinage du métal précieux au niveau des comptoirs d'or et des bijouteries. Elle repose sur une intoxication par inhalation de mercure élémentaire. Les signes d'intoxication sont en rapport avec une atteinte du système nerveux ou des reins. Ce type d'intoxication correspond surtout à des situations d'exposition aiguë ;
2. une contamination par la voie alimentaire, lors de la consommation des produits de la pêche, plus précisément des poissons situés en fin de réseau trophique. Il s'agit d'une exposition à caractère chronique, qui concerne potentiellement l'ensemble de la population guyanaise et, plus largement, du bassin amazonien (Lebel *et al.* 1997). Une étude menée en Bolivie sur la rivière Beni (Laffont *et al.*, 2007) a utilisé les isotopes du mercure pour déterminer les sources de contamination en mercure dans les cheveux des différentes populations. Les résultats du $\delta^{202/198}\text{Hg}$ sont significativement différents entre les mineurs des sites d'orpaillage ($-0,44 \pm 20 \text{ ‰}$) et la population indigène ($+1,18 \pm 0,1 \text{ ‰}$) indiquant une origine du mercure différente.

Sous cette forme et pour ce type d'exposition chronique, le méthylmercure est neurotoxique. Une imprégnation élevée peut entraîner des troubles de l'équilibre et de la marche, une diminution de l'acuité auditive ou un rétrécissement du champ visuel. Chez les enfants, on peut observer des retards psychomoteurs, staturo-pondéraux et de l'acquisition du langage. Cette forme de mercure est aussi fœtotoxique et peut conduire à des lésions du cerveau et du système nerveux chez le fœtus. Il existe un continuum de détérioration des fonctions nerveuses en lien avec le degré d'exposition au méthylmercure. Cependant, tous ces symptômes ne sont pas spécifiques d'une exposition chronique au méthylmercure (ils peuvent être dus à de nombreuses autres causes).

Une enquête mesurant la fréquence de ces signes dans la population ne permettrait donc pas de documenter la situation vis à vis du risque mercuriel. C'est la mesure directe du mercure dans les cheveux qui permet de connaître le niveau d'exposition d'une population. L'illustration 63 montre les liens étroits entre le niveau de contamination par le mercure dans les cheveux et les effets neurotoxiques.

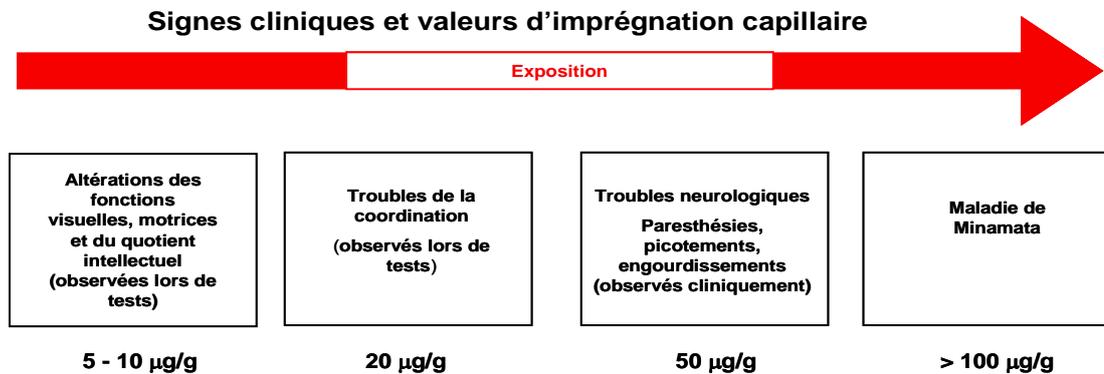


Illustration 63 : Liens entre la concentration de mercure dans les cheveux et les effets sur la santé (Mergler et Lebel, 2001).

Suite à la première enquête exploratoire, réalisée en Guyane en 1994, basée sur la collecte d'échantillons de cheveux sur environ 500 personnes et une dizaine de sites (Cordier *et al.*, 1997), des études plus approfondies sur les niveaux d'imprégnation des populations ont été mises en place jusqu'en 2006, (Quenel, 2007).

L'illustration 64 résume le bilan des données obtenues lors des enquêtes d'imprégnation sur les fleuves Maroni (1997 et 2002), Oyapock (2004) et sur la zone de Sinnamary (2001). Les zones en amont des fleuves Maroni et Oyapock, correspondant aux lieux de résidence des communautés amérindiennes Wayana et Wayampi, présentent les niveaux d'imprégnation les plus élevés. Dans les trois villages du Haut-Maroni (Twenké, Kayodé, Antécume-Pata), la moyenne géométrique des concentrations du mercure dans les cheveux, déterminée sur environ 50 % de la population est de $11,4 \mu\text{g g}^{-1}$ (Frery *et al.*, 2001) : 64 % des adultes et 47 % des enfants se situent au-dessus de la recommandation de $10 \mu\text{g g}^{-1}$, définie par l'OMS en tant que valeur seuil au-delà de laquelle peut exister un risque d'atteinte neurologique chez l'enfant.

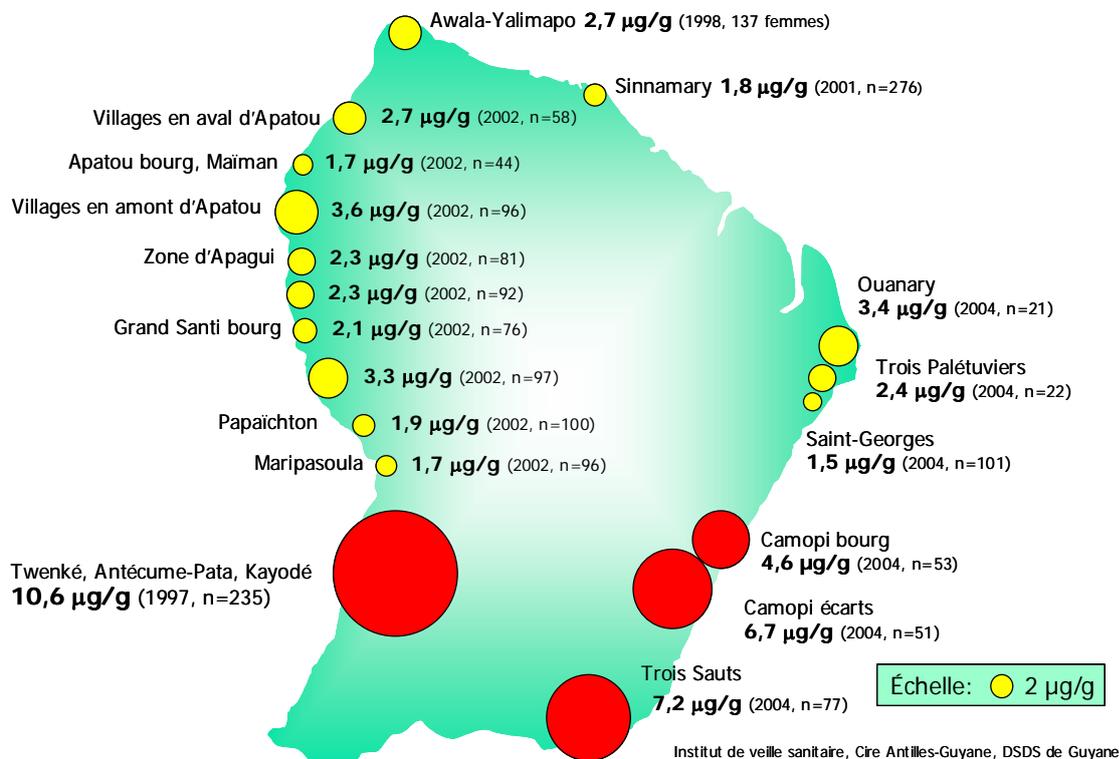


Illustration 64 : Représentation cartographique des niveaux d'imprégnation par le mercure (moyennes géométriques des concentrations mesurées dans les cheveux, µg Hg/g) des populations selon le lieu de résidence en Guyane (d'après Quenel et al 2007).

En Juin 2005, une étude complémentaire de la Cire sur le Haut Maroni a permis d'étudier l'évolution de l'imprégnation mercurielle des populations amérindiennes depuis 1997. En parallèle des mesures ont été effectuées dans les poissons (prélèvements 2005 HYDRECO). En 8 ans, une augmentation des niveaux de contamination dans les cheveux des amérindiens et dans certaines espèces de poissons a été constatée. Pour les cheveux des amérindiens, les concentrations sont passées de 10,6 µg g⁻¹ en 1997 (n = 235) à 12,2 µg g⁻¹ (n = 130) et, en parallèle, pour les poissons piscivores, le niveau de contamination en mercure dans le muscle au dessus de la recommandation OMS est passé de 8 % en 1997 à 16 %.

Le projet ANR en cours, (Bourdineaud, 2008) « effets du mercure sur la santé des populations humaines », a pour objectif principal d'analyser les atteintes structurales et fonctionnelles engendrées par des expositions chroniques au mercure sur les populations humaines. Le modèle biologique retenu pour cette étude est un mammifère terrestre « souris », utilisé en tant que consommateur d'aliments contaminés de façon comparable à ceux ingérés par les populations humaines de Guyane notamment les communautés amérindiennes (ajout dans la nourriture des souris de muscle d'aymara naturellement contaminé). Une étude multidisciplinaire a été développée avec sept équipes associées au projet qui ont permis d'analyser simultanément, sur des échantillons prélevés sur les mêmes lots de souris : (i)

l'expression de gènes cibles, (ii) les mécanismes de défense/détoxication par séquestration du mercure (métallothionéines), (iii) la bioénergétique à l'échelle tissulaire et cellulaire, (iv) les capacités sensori-motrices et mnésiques, (v) la mise en place de processus neuro-inflammatoires, (vi) les taux de monoamines neuronales (DA, 5-HT) et (vii) les liens avec les niveaux de contamination. Une expérience exploratoire d'un mois, à 4 niveaux de contamination de la nourriture des souris (témoin et trois régimes contaminés à 5, 50, et 500 ng Hg g⁻¹) a été développée.

Les résultats montrent qu'au bout d'un mois d'expérience, pour la plus forte concentration des conditions expérimentales (500 ng Hg g⁻¹) le niveau de contamination en mercure mesuré dans les poils des souris est comparable à celui observé dans les cheveux des Wayanas (10 µg g⁻¹ ps) (qui eux sont exposés pendant des années). Mais que, par contre, dès le premier niveau de contamination, après seulement un mois de traitement des désordres bioénergétiques dans les muscles, et le déclenchement d'un comportement anxieux sont observés. Le plus faible niveau de contamination testé est précisément celui subi par les amérindiens Wayanas (1 ng Hg jour⁻¹ g⁻¹ de masse corporelle – Frery *et al.*, 2001). De plus, l'impact génétique est important puisque, par exemple, plusieurs gènes de réponse au stress oxydant et métallique sont induits dans l'hippocampe et le foie. L'impact du mercure sur le contrôle respiratoire mitochondrial et sur l'activité du complexe IV suggère un affaiblissement de la capacité de production de l'ATP. Les résultats exposés ci-dessus montrent qu'une pression de contamination de 1 ng Hg jour⁻¹ g⁻¹ de masse corporelle, celle-là même subie par les Wayanas, entraîne des perturbations métaboliques chez la souris après seulement un mois d'exposition. Ces résultats sont inquiétants, mais il faut être prudent et ne pas comparer de façon stricte le modèle « souris » avec l'être humain, car, en effet, cette expérience préliminaire a été réalisée sur des individus jeunes et sur une période limitée. Des expériences complémentaires sont en cours pour évaluer l'effet de l'âge sur : (i) les réponses génétiques, biochimiques et mnésiques de souris exposées de façon chronique au Hg (ii) la mise en place de possibles mécanismes adaptatifs.

6.5. RELATION DES CONCENTRATIONS EN MERCURE DANS LES SEDIMENTS ET POISSONS

6.5.1. Le mercure total

Après avoir présenté de manière séparée dans les chapitres précédents les résultats acquis au travers de l'analyse des concentrations en Hg mesurées dans les deux indicateurs sélectionnés pour cette étude (sédiments et poissons), il est nécessaire de confronter les informations révélées sur le niveau de risque d'exposition des populations humaines au Hg, identifié par chacun d'eux dans les différents sites étudiés.

Pour information l'ensemble des données d'accumulation en Hg mesurées dans les poissons et sédiments utilisées pour cette inter-comparaison sont résumées dans le tableau 14. Ce dernier présente, pour chaque fleuve et chaque site sur ces fleuves, les concentrations moyennes en mercure, les effectifs et les erreurs types dans les aymaras (pour les 2 classes de longueurs) et les sédiments caractéristiques des zones

où vivaient ces poissons (Ill. 36 et tableau 12). Les données concernant les sédiments du Sinnamary ont été collectées lors du programme CNRS « Mercure en Guyane » (Charlet *et al.*, 2003 ; Muresan *et al.*, 2007).

Dans un premier temps, seule l'information fournie par l'étude sur la distribution par bassin versant des concentrations en Hg mesurées dans l'ensemble des *H.aimara* et sédiments est discutée. Les distributions de ces données sont reportées sur l'illustration 63 pour l'Oyapock, la Comté, le Maroni, l'Approuague et la Mana. Que ce soit pour les poissons ou pour les sédiments, on notera tout d'abord que la distribution des données d'accumulation en Hg est asymétrique pour l'ensemble des bassins versants étudiés. D'autre part, la classification établie pour ces différents bassins en fonction de la distribution des concentrations en Hg de l'ensemble des poissons collectés dans chacun d'entre eux (classification illustrée (Ill. 65) par le positionnement de haut en bas des différents bassins par ordre croissant de probabilité de collecter un individu possédant un niveau d'imprégnation au Hg supérieur à la recommandation OMS (en pointillés rouges sur l'illustration)) est différente de celle établie pour les sédiments (la classification des bassins en fonction de la probabilité de collecter des sédiments ayant des concentrations en Hg supérieur à la valeur de $150 \mu\text{g kg}^{-1}$ aboutit à une classification différente (Ill. 65)). En effet, si globalement les tendances fournies par ces deux indicateurs de risque sont similaires (les deux bassins présentant la plus faible probabilité de risque d'exposition au Hg au vu de la recommandation OMS pour les poissons et à la recommandation proposée ici pour les sédiments, sont l'Oyapock et la Comté, le Maroni, l'Approuague et la Mana présentant des risques plus élevés), l'agencement des différents bassins entre eux est différent. Si l'aymara est considéré comme le bioindicateur, l'ordre croissant de risque est le suivant : Oyapock < Comté < Maroni < Approuague < Mana. Par contre, si l'indicateur est le sédiment l'ordre croissant est : Comté < Oyapock < Mana < Approuague < Maroni (Ill. 65).

| Fleuves | Sites | Sédiments | | | Poissons | | | | | |
|------------|-------|-----------|-----------------------|-------|--------------------|-----------------------|-------|--------------------|-----------------------|-------|
| | | N | Moyenne [Hg] mg/kg ps | SE | longueur < médiane | | | longueur > médiane | | |
| | | N | Moyenne [Hg] mg/kg ps | SE | N | Moyenne [Hg] mg/kg pf | SE | N | Moyenne [Hg] mg/kg pf | SE |
| Oyapok | 1 | 16 | 0.092 | 0.006 | 8 | 0.415 | 0.048 | 7 | 0.356 | 0.057 |
| | 2 | 7 | 0.095 | 0.007 | 3 | 0.396 | 0.059 | 3 | 0.656 | 0.109 |
| | 3 | 12 | 0.173 | 0.033 | 3 | 0.688 | 0.155 | 4 | 0.790 | 0.126 |
| | 4 | 11 | 0.307 | 0.052 | 5 | 0.539 | 0.056 | 3 | 0.839 | 0.191 |
| | 5 | 10 | 0.097 | 0.007 | | | | 6 | 0.763 | 0.189 |
| | 6 | 12 | 0.101 | 0.011 | 2 | 0.385 | 0.038 | | | |
| | 7 | 9 | 0.088 | 0.010 | 8 | 0.418 | 0.031 | 4 | 0.522 | 0.140 |
| Comté | 1 | 13 | 0.090 | 0.010 | | | | 9 | 0.625 | 0.088 |
| | 2 | 9 | 0.089 | 0.011 | 5 | 0.545 | 0.072 | 7 | 0.502 | 0.076 |
| | 3 | | | | 5 | 0.592 | 0.083 | | | |
| | 4 | 8 | 0.056 | 0.006 | 23 | 0.478 | 0.028 | 5 | 0.682 | 0.063 |
| | 5 | 7 | 0.089 | 0.022 | 8 | 0.586 | 0.112 | 4 | 0.869 | 0.217 |
| | 6 | | | | | | | 14 | 1.153 | 0.133 |
| Maroni | 1 | | | | 4 | 0.386 | 0.093 | 6 | 0.651 | 0.037 |
| | 2 | 9 | 0.113 | 0.011 | 7 | 0.490 | 0.057 | 4 | 1.102 | 0.378 |
| | 3 | | | | 6 | 0.628 | 0.077 | 4 | 0.891 | 0.178 |
| | 4 | 13 | 0.156 | 0.029 | 6 | 0.487 | 0.120 | 9 | 0.666 | 0.099 |
| | 5 | 19 | 0.132 | 0.006 | 9 | 0.572 | 0.077 | | | |
| | 6 | | | | | | | 5 | 0.846 | 0.178 |
| | 7 | | | | 3 | 0.461 | 0.056 | 9 | 0.616 | 0.059 |
| | 8 | 10 | 0.090 | 0.020 | 6 | 0.418 | 0.067 | 17 | 0.787 | 0.068 |
| | 9 | 29 | 0.146 | 0.008 | 7 | 0.801 | 0.127 | 4 | 1.005 | 0.298 |
| | 10 | 15 | 0.272 | 0.022 | 2 | 0.738 | 0.045 | 4 | 0.848 | 0.187 |
| | 11 | 10 | 0.185 | 0.016 | 9 | 0.611 | 0.071 | 3 | 1.130 | 0.269 |
| | 12 | 12 | 0.091 | 0.006 | 6 | 0.608 | 0.083 | 4 | 0.926 | 0.144 |
| | 13 | 23 | 0.079 | 0.007 | 4 | 0.259 | 0.020 | | | |
| | 14 | 15 | 0.164 | 0.014 | 4 | 0.654 | 0.063 | | | |
| | 15 | 17 | 0.168 | 0.014 | | | | 5 | 0.664 | 0.074 |
| | 16 | | | | 7 | 0.300 | 0.029 | | | |
| Approuague | 1 | 7 | 0.142 | 0.013 | 3 | 0.575 | 0.217 | 4 | 0.882 | 0.057 |
| | 2 | 17 | 0.115 | 0.008 | 4 | 0.751 | 0.075 | 5 | 1.093 | 0.117 |
| | 3 | 10 | 0.135 | 0.007 | | | | 3 | 0.576 | 0.193 |
| | 4 | 11 | 0.149 | 0.008 | 2 | 0.729 | 0.056 | 6 | 0.924 | 0.235 |
| | 5 | 10 | 0.141 | 0.031 | 5 | 0.642 | 0.146 | | | |
| | 6 | 19 | 0.133 | 0.023 | 11 | 0.505 | 0.040 | 4 | 0.677 | 0.083 |
| | 7 | 6 | 0.264 | 0.135 | | | | 3 | 0.834 | 0.067 |
| | 8 | 4 | 0.066 | 0.008 | | | | 4 | 0.443 | 0.094 |
| Mana | 1 | 13 | 0.215 | 0.032 | 7 | 0.646 | 0.072 | 7 | 1.078 | 0.309 |
| | 2 | 11 | 0.131 | 0.013 | 3 | 0.617 | 0.022 | | | |
| | 3 | 15 | 0.129 | 0.014 | 4 | 0.684 | 0.046 | 7 | 0.861 | 0.119 |
| | 4 | 9 | 0.142 | 0.023 | | | | 3 | 0.895 | 0.205 |
| | 5 | 7 | 0.214 | 0.093 | 2 | 0.661 | 0.075 | 4 | 1.443 | 0.117 |
| | 6 | 16 | 0.161 | 0.022 | 4 | 0.636 | 0.127 | 8 | 0.688 | 0.068 |
| | 7 | 13 | 0.074 | 0.009 | 4 | 0.476 | 0.071 | 2 | 0.682 | 0.056 |
| | 8 | 6 | 0.098 | 0.007 | 11 | 0.542 | 0.064 | 2 | 0.488 | 0.039 |
| Sinnamary | 1 | 3 | 0.136 | 0.009 | 5 | 0.879 | 0.157 | 4 | 0.952 | 0.140 |
| | 2 | 3 | 0.050 | 0.012 | 5 | 0.785 | 0.057 | 15 | 1.003 | 0.079 |
| | 3 | | | | 6 | 0.636 | 0.068 | 5 | 0.975 | 0.127 |
| | 4 | 3 | 0.543 | 0.032 | 11 | 0.746 | 0.056 | 11 | 1.247 | 0.109 |
| | 5 | 1 | 0.100 | | 31 | 0.842 | 0.052 | 15 | 1.149 | 0.096 |
| | 6 | | | | 4 | 1.214 | 0.109 | 9 | 1.061 | 0.092 |
| | 7 | 3 | 0.550 | 0.029 | 14 | 0.966 | 0.061 | 5 | 1.871 | 0.084 |
| | 8 | 1 | 0.221 | | 6 | 1.098 | 0.115 | 5 | 1.323 | 0.271 |
| | 9 | 1 | 0.201 | | 4 | 1.061 | 0.104 | 13 | 1.260 | 0.080 |

Tableau 14 : Récapitulatif des effectifs, moyennes et erreur type pour les sédiments et les aymaras (classe A et B) en fonctions des 6 fleuves et de leurs sites respectifs.

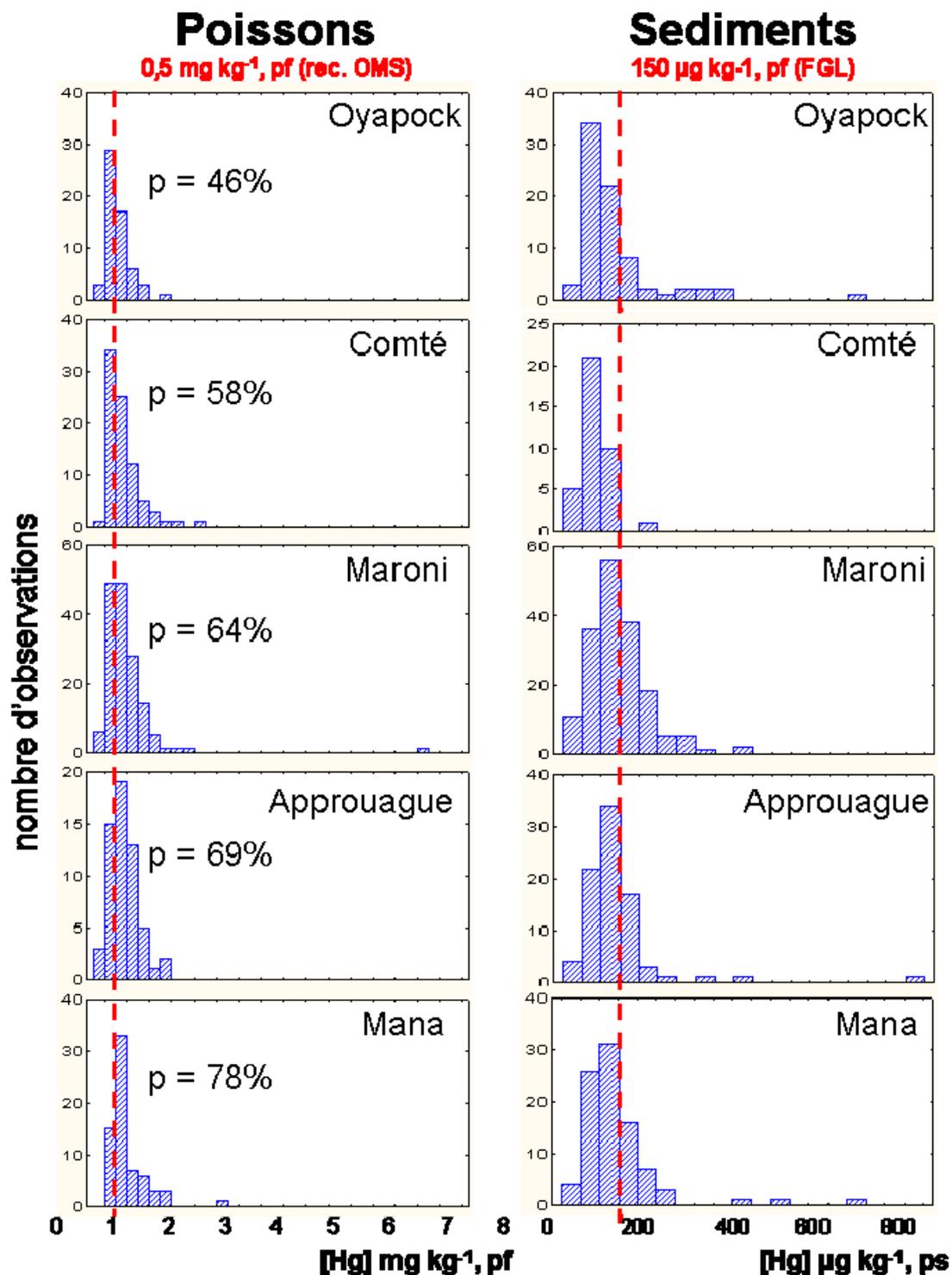


Illustration 65 : Distribution par bassin versant des concentrations en Hg mesurées dans l'ensemble des *H.aimara* et des sédiments (FGL : fond géochimique local estimé).

Au vu de cette première analyse, il semblerait donc que l'indicateur sédiment et le bioindicateur aymara, ne fournissent pas une information similaire quant aux risques relatifs encourus par les populations de ces différents bassins.

Pour aller plus avant dans la description de cette relation, une ACM a été utilisée suivie d'une classification hiérarchique de Ward (Ill. 66). Les 6 fleuves ont été pris en compte ainsi que les sites et les classes de concentrations en mercure pour les sédiments (5 classes SIG) et pour les poissons (3 classes SIG). Le plan principal de projection fait apparaître clairement 3 groupes et une dépendance forte entre les niveaux de contamination mesurés dans les poissons et dans les sédiments. Un groupe est défini ici comme un ensemble de points qui présente des caractéristiques communes, c'est-à-dire des niveaux de contamination en mercure comparables - en termes relatifs - dans les sédiments et les poissons. On distingue :

- le groupe 1 (associé aux fleuves les moins contaminés Comté et Oyapock) regroupe les concentrations les plus faibles en mercure dans les poissons (F1 < 0,5) et les sédiments (classe S2 : [50-100]). Le niveau de contamination entre les fleuves Comté et Oyapock est inversé par rapport à l'illustration 48 « ACM poisson » du fait de valeurs plus élevées dans les sédiments sur les sites contaminés de l'Oyapock. Cependant le haut Oyapock, bien que non concerné par les activités d'orpaillage, présente des valeurs en mercure dans les poissons faibles mais non négligeables. Ces concentrations sont donc à mettre en relation avec un bruit de fond élevé et des processus de méthylation. Le fleuve Maroni fait partie de ce groupe mais semble associé aux niveaux de contamination dans le sédiment plus élevés (classe S3 : [100-150]) ;
- le groupe 2 (associé aux fleuves Mana et Approuague) qui regroupe des concentrations intermédiaires en mercure dans les poissons (classe F2 [0,5-1]) et les sédiments (classe S4 : [150-200]) ;
- le groupe 3 (associé au Sinnamary) qui regroupe tous les sites présentant des concentrations fortes en mercure dans les poissons (classe F3 > 1]) et dans les sédiments (classes S5 > 200).

En résumé, cette représentation permet donc de mettre en évidence une corrélation claire entre les concentrations en mercure mesurées dans les sédiments et les poissons pour les fleuves les moins contaminés (Comté, Oyapock) et les moyennement contaminés (Maroni et Mana et Approuague,). Le fleuve Maroni se distingue de ces deux premiers groupes en faisant apparaître une situation intermédiaire correspondant à un niveau « moyen » en termes de contamination des sédiments et des poissons. Par contre, le Sinnamary apparaît comme le fleuve le plus contaminé au niveau des sédiments et des poissons. L'avantage de cette analyse est, par conséquent, de proposer un regroupement des sites associés à chaque fleuve suivant leur degré de contamination. De plus, il est possible de prendre en compte des sites atypiques sur un fleuve, car à l'extérieur de leur groupe fleuve, qui révèlent des niveaux de contamination différents. A titre d'exemples :

- le site 8 (Régina) de l'Approuague est très faiblement contaminé par rapport à l'ensemble des autres sites et se situe sur la gauche du graphique dans le groupe 1 alors que tous les autres sites sont représentés dans la partie haute du graphe dans le groupe 2. Le site le plus contaminé sur l'Approuague pour les poissons est le site 2 et pour les sédiments le site 7 ;
- les sites 3, 4 et 6 de l'Oyapock sont tous fortement contaminés dans les sédiments et/ou dans les poissons. Ces trois sites correspondent à la région très orpaillée de l'Oyapock : Sikini/Camopi, le site Oyapock 4 se trouve dans la partie droite du graphe car le niveau de sédiment est très élevé ;
- les sites 1 et 5 du fleuve Mana sont les plus contaminés et se situent dans la partie la plus à droite du graphique, qui correspondent aux sites les plus orpaillés de la Mana : Repentir et Deux Fromagers ;
- les sites (4 et 7) et (8 et 9) du Sinnamary sont les plus contaminés pour les sédiments et les poissons et sont situés sur la partie la plus à droite du graphe.

Ce type de représentation permet de mettre en évidence des liens étroits entre les niveaux de contamination en mercure des poissons et des sédiments.

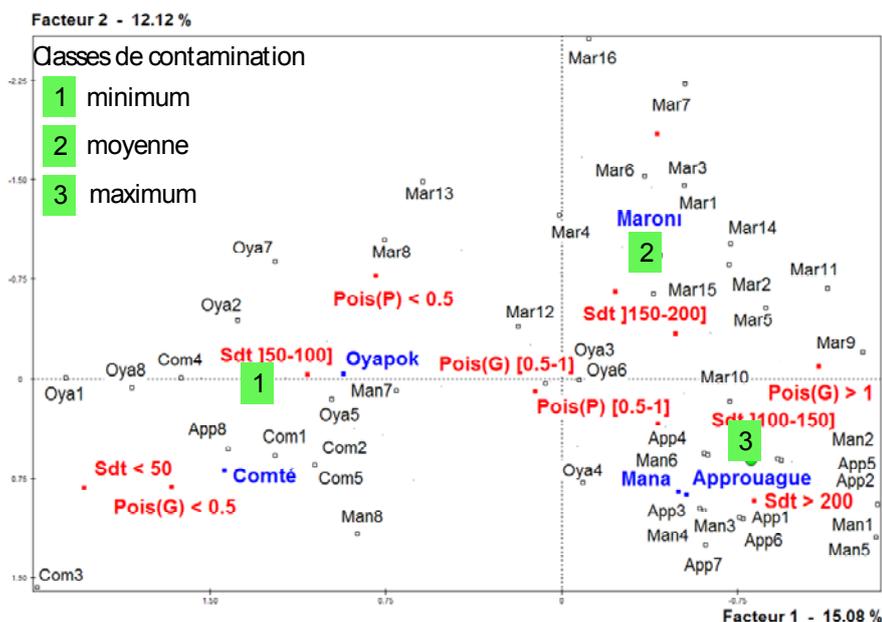


Illustration 66 : Analyse des correspondances multiples suivie d'une classification hiérarchique de Ward sur les deux premiers axes factoriels. Les variables prises en compte dans cette analyse sont : les concentrations en mercure mesurées (en rouge) (1) dans les poissons (3 classes SIG : < 0,5 ; entre 0,5 et 1 et > 1, mg Hg kg⁻¹, pf) ; (2) dans les sédiments (5 classes : < 50 ; entre 50 et 100 ; entre 100 et 150 ; entre 150 et 200 et > à 200, µg Hg kg⁻¹, ps), les 5 fleuves (en bleu) et les sites (en noir). ■ désigne le barycentre des 3 classes obtenu par la classification hiérarchique.

6.5.2. La méthylmercure

Il était intéressant de comparer ces résultats avec ceux de la littérature afin de pouvoir préciser la hiérarchie des facteurs jouant un rôle dans la « migration » du mercure organique dans la chaîne trophique.

En effet plusieurs études ont montré la faible corrélation qui existait entre le mercure contenu dans les poissons et le mercure total contenu dans les sédiments et, de plus, peu d'études ont comparé les teneurs respectives en méthylmercure des différents compartiments. Rappelons que, dans le cadre de ce projet à l'échelle du département, seules les valeurs en mercure total ont été mesurées.

L'étude de l'USGS (Brunbaugh, 2001) a établi que la concentration en mercure total dans les poissons variait de 40 à 398 ng g⁻¹ et était corrélée positivement avec les concentrations en méthylmercure dans l'eau et les sédiments (40 à 398 ng g⁻¹). Par contre, une absence de corrélation a été mise en évidence entre les concentrations en mercure total des poissons et celles des eaux et des sédiments.

Au cours du programme CNRS « Mercure en Guyane - axe 2 » des analyses de méthylmercure ont été effectuées dans les principaux compartiments des 3 zones étudiées : amont du Sinnamary, la retenue de Petit Saut et l'aval du Sinnamary (Tableau 15 ; Dominique., 2006 et Muresan, 2006), ces résultats ont montré des liens entre les niveaux de contamination dans les sédiments et les poissons.

| % MMHg | Biotope | | Biota | | |
|---------------------------------------|------------------|------------|-------------|------------|------------------------------|
| | eau (Hg dissout) | sédiment | biofilm | invertébré | Muscle (poisson détritivore) |
| amont Sinnamary (2 Roros) | 1 | 1 | 26.5 | 25 | 73 |
| retenue de Petit (Saut Génipa) | 18 | 8.2 | 28 | 68 | 80 |
| aval Sinnamary (Kérenroch) | 33 | 10 | 40 | 87 | 100 |

Tableau 15 : Valeurs des pourcentages de méthylmercure obtenus par rapport au mercure total analysés dans les principaux compartiments des écosystèmes constitués par l'amont et l'aval du Sinnamary et par la retenue de Petit Saut (Dominique, 2006 et Muresan, 2006).

L'amont du Sinnamary peut être considéré comme un site de référence, une rivière où il n'y a pas eu ou peu d'orpaillage. Dans le biotope (eau et sédiment), les pourcentages de MMHg par rapport au mercure total sont très faibles, de l'ordre de 1 % seulement. Par contre, dans le biota, plus le niveau trophique est élevé plus les pourcentages de MMHg augmentent (de 25 à 73 %). Cette observation est en accord avec les processus de bioaccumulation du MMHg au niveau des organismes et de bioamplification au niveau de la chaîne trophique de ce dernier.

De l'amont vers l'aval, au niveau du biotope, le lac joue le rôle de réacteur chimique et les pourcentages de MMHg augmentent considérablement dans les deux compartiments (de 1 % ils passent à 33 % dans l'eau à l'aval du Sinnamary). Le même processus est observé au niveau du biota, pour atteindre 100 % de MMHg dans les poissons détritiques.

Cette étude montre les liens étroits qui existent entre le milieu (eau, sédiment) et les organismes, plus il y a de MMHg synthétisé au niveau du biotope, plus ce contaminant sera transféré et bioamplifié vers les maillons terminaux de la chaîne trophique : les poissons et l'homme.

Même si un lac n'est pas représentatif des milieux couvrant l'ensemble de la Guyane, il permet d'illustrer les phénomènes pouvant se produire dans d'autres lieux propices à la méthylation.

D'un point de vue plus général, deux items importants sont à considérer lors des discussions sur les valeurs obtenues dans les différentes études : d'une part les campagnes d'analyses sont effectuées la plupart du temps durant la saison sèche, période où le transport particulaire est le plus faible, mais bien visible, et non représentatif de la situation en saison des pluies, et, d'autre part les données de méthylmercure exprimées en concentration ne représentent qu'un aspect de la quantité de mercure dans le milieu. Elles ne prennent pas en compte le flux, c'est à dire la quantité de mercure par jour qui va transiter dans le milieu et qui va conditionner l'exposition des écosystèmes et qui impliquent donc de connaître les débits des cours d'eau.

6.6. SCHEMA CONCEPTUEL

Le schéma conceptuel (ill. 67) permet de mieux visualiser les sources de pollution potentielles, les mécanismes de transfert du mercure dans les milieux et à travers la localisation des zones de méthylation de préciser les expositions.

Le régime hydrologique des fleuves est directement lié aux précipitations et se caractérise par deux phases distinctes : une période de hautes eaux, généralement entre les mois de janvier et juillet, et une période de basses eaux, entre les mois d'août et décembre (Richard, 1996). La saison des pluies ou période de hautes eaux, est caractérisée par d'importants apports de matière organique provenant des processus

d'érosion et de ruissellement au niveau de l'épaisse forêt équatoriale humide rivulaire¹¹ (Horeau, 1996 ; Richard, 1996). Durant cette période, de nombreuses zones sont immergées sur le bord des rivières (zones inondables) et constituent un site favorable pour les besoins nutritionnels des espèces aquatiques, mais également pour leur reproduction. Guimarães *et al.* (2000) ainsi que Roulet *et al.* (2000) ont montré que les plaines d'inondation, particulièrement importantes au niveau de l'Amazonie brésilienne, constituent un site de méthylation privilégié du mercure.

Les sauts peuvent, dans certains, cas représenter un milieu préférentiel pour la sédimentation des particules (ex. : 200 sauts sur le Maroni, 300 sur le Sinnamary et 99 sur la Mana).

Les sauts constituent l'un des rares endroits où une importante végétation aquatique se développe. La forte oxygénation de ces zones turbulentes favorise l'installation d'une famille particulière de plantes adaptée à ces conditions de courants forts : la salade kumaru (famille des Podostémacées).

Les sauts constituent un écosystème très intéressant. Au début de la saison des pluies, lorsque les eaux montent, les feuilles se développent sous l'eau ; Les wija (nom Wayana) ou salade Kumaru (*Mourera fluviatilis*) sont localisées au niveau des rapides et peuvent être très abondantes. Elles contribuent alors à casser le courant dans leur environnement immédiat et donc à favoriser la précipitation des particules. Pour de nombreux animaux, les entrelacs de feuilles ménagent des abris contre le courant mais aussi contre les prédateurs. Il s'agit d'invertébrés (larves d'insectes tels les éphémères et les libellules, des diptères, des coléoptères, des vers, des sangsues, mais aussi des crustacés comme des crevettes et des crabes), de nombreuses petites espèces de poissons, et encore d'alevins de poissons de plus grande taille comme les Kumaru. Les feuilles servent également d'aliments à divers phytophages, invertébrés et poissons. Les rapides représentent donc, avec les wija, un lieu de production primaire essentiel, à la base de toute une chaîne alimentaire (www.Sololiya.fr).

L'importance des biofilms, présents en particulier sur les substrats tels que les roches, est maintenant établi par différents auteurs et en particulier dans la thèse de Dominique (2006) qui souligne que les résultats obtenus sur les poissons au niveau du site de Petit-Saut conduisent à privilégier le choix de plusieurs espèces indicatrices, compte-tenu des particularités biogéochimiques de cet hydrosystème, dans la retenue et en aval du barrage : *H. aimara* reflète l'évolution de la bioamplification du MMHg grâce à sa position au sommet des réseaux trophiques ; *C. cyprinoides* reflète le rôle prépondérant joué par les biofilms dans la zone aval, en tant que compartiment à la base des chaînes alimentaires benthiques apte à stocker le mercure, à méthyler le HgII et à le transférer vers les organismes prédateurs.

¹¹ Rivulaire : qualificatif désignant les organismes qui vivent et croissent dans les cours d'eaux ou sur leurs bords, c'est-à-dire la zone humide des rives.

Dans les criques orpaillées, l'accumulation des sédiments peut être très importante au fond et sur la paroi des criques. Dans certains cas le cours initial de la crique est tellement obstrué que, durant la saison des pluies, un tracé alternatif se met en place et rejoint également à l'aval le collecteur. Dans les collecteurs et les criques non orpaillées la sédimentation est faible à inexistante du fait de la couverture végétale, de l'effet de chasse lié au courant et aux turbulences liées aux sauts et aux barres rocheuses à l'exception des terrasses et des zones où la végétation est capable de piéger les sédiments. La majorité de la sédimentation observée dans les rivières est sableuse avec peu ou pas de particules fines (sables lavés !). Dans les rivières le transport du mercure se fait principalement par les colloïdes qui ont la capacité de contaminer les végétaux et les biofilms présents en particulier sur les roches.

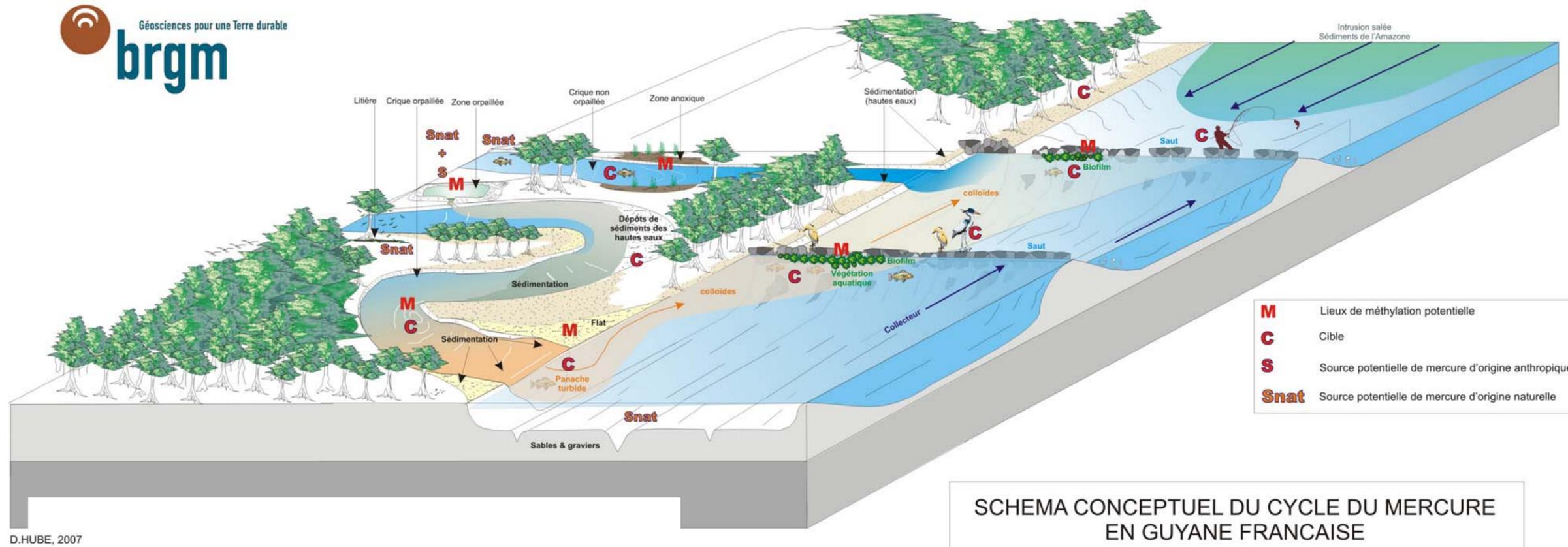
Les sédiments prélevés dans le cadre de ce projet étaient des sédiments superficiels. Ces sédiments superficiels sont pour la plupart mobiles du fait d'un entrainement potentiel à l'aval lors de la saison des pluies.

Cette mobilité est illustrée par le schéma conceptuel qui montre les relations possibles entre des sources de pollution et des récepteurs que sont l'homme et les écosystèmes ; ce schéma conceptuel montre l'importance potentielle que pourraient constituer les sauts dans la mobilité des colloïdes et l'intégration du méthylmercure dans la chaîne alimentaire.

Les sources potentielles de mercure inorganique en relation directe avec les sols et sédiments sont à la fois naturelles (litière, sédiments et colloïdes) et anthropiques (mercure d'origine anthropique historique et actuel ainsi que les remobilisations du mercure naturel).

Les zones potentielles de méthylation ont été représentées :

- les barranques constituent le premier stade de méthylation en liaison avec les activités d'orpaillage ;
- les sédiments dans les criques (avec les phénomènes de méthylation, remise en suspension, etc.) ;
- les zones de dépôts telles que les flats, et les autres zones ennoyées durant la saison des pluies ;
- les zones anoxiques dans les criques orpaillées ou non ;
- les zones de sauts et toutes les zones d'accumulation de sédiments en liaison avec des ouvrages tels que des barrages, des microcentrales (barrages partiels),...



D.HUBE, 2007

Illustration 67 : Schéma conceptuel.

Cette approche est, à ce stade, purement qualitative car il est difficile de quantifier tous ces processus, vraisemblablement saisonniers, du fait du faible nombre d'analyses des différentes espèces de mercure disponibles à ce jour. Il est à noter l'importance de l'influence des zones anoxiques (plaines d'inondation, marais, etc.) dans la méthylation tant pour les zones orpaillées que non orpaillées.

Comme mentionné précédemment, l'exposition des organismes est dépendante de leur mobilité. La mobilité des poissons durant leur vie et les saisons est illustrée par l'III. 68. Les informations suivantes et les figures sont extraites de l'Etude de faisabilité d'une pisciculture vivrière à Papaïchton (Giron *et al.*, 1999). Il est important de rappeler que *Hoplias aimara* est un poisson sédentaire, c'est-à-dire, qu'il n'effectue pas de migration notable, dans la mesure où il ne remonte ou ne descend pas les rivières sur d'importantes distances (sauf exception en cas de stress). Il opère cependant des mouvements latéraux entre les zones marginales des cours d'eau, avec des intrusions dans les petites criques voisines en fonction de la disponibilité de la nourriture (Junk 1985).

Le schéma présentant la situation durant les hautes eaux montre clairement l'importance des zones d'inondation pour la reproduction ainsi que pour l'alimentation de certains *serrasalminae* herbivores ou omnivores, ainsi que pour des alevins de nombreuses espèces. Les espèces réalisant leur reproduction dans les zones supérieures d'inondation sont nombreuses. Durant les hautes eaux, les poissons ont accès à une plus grande variété de milieu et circulent plus entre eux-ci.

Durant les basses eaux, des *serrasalminae* herbivores sont attirés par des plantes aquatiques poussant dans les sauts ou sur les rochers découverts : les *podostemaceae* ou herbes à Kumaru.

A la saison des hautes eaux, les poissons pénètrent dans les criques pour venir s'y reproduire. Les aymaras semblent s'y rendre à la fois pour se reproduire, mais surtout pour suivre le poisson fourrage. Les juvéniles d'aymara y trouvent une zone de grossissement du fait de la présence de nombreux invertébrés aquatiques. Les juvéniles et adultes de *serrasalminae* herbivores (Siba kumalu, agouéti et mabé) et omnivores viennent également se nourrir dans les zones inondées qui jouxtent les criques durant les hautes eaux. Ils se nourrissent des fruits, fleurs et feuilles tombés des arbres.

L'étude des rythmes de croissance sur des poissons guyanais (Meunier *et al.*, 1994) a montré l'existence d'une croissance saisonnière plus rapide pour les espèces étudiées dans le Sinnamary au moment de la montée des eaux durant les périodes d'inondation quand les apports alimentaires sont les plus importants. Le cycle de croissance serait donc semestriel avec donc peu ou pas d'alimentation durant la saison sèche.

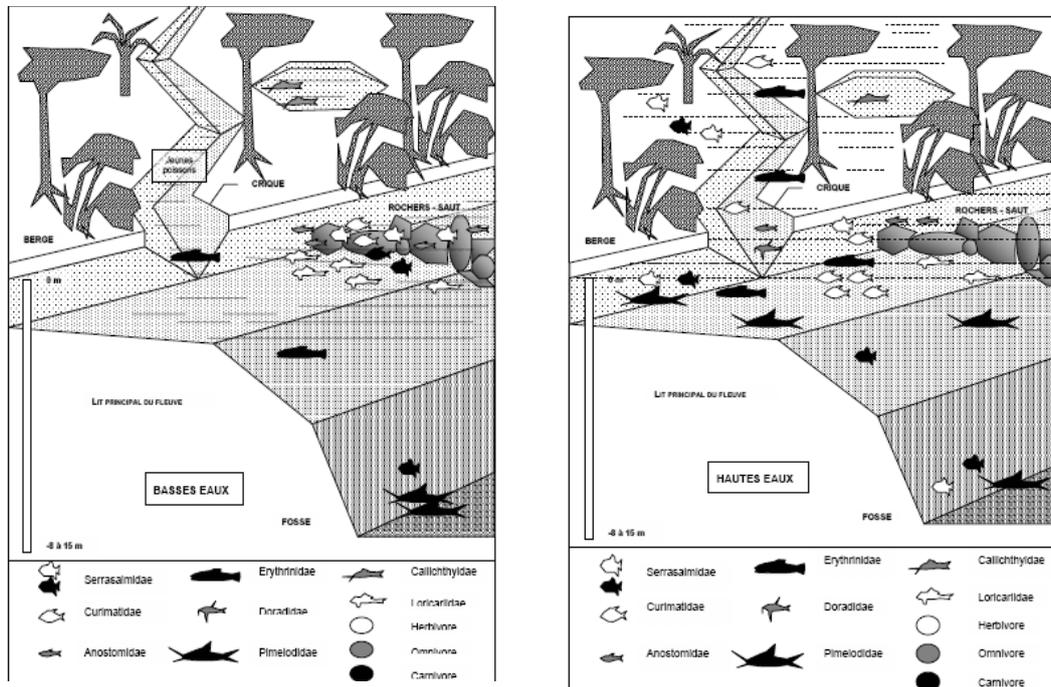


Illustration 68 : Mobilité des poissons pendant les basses et les hautes eaux.

Ces observations ont été complétées par les résultats de la thèse de Dominique (2006) sur le fleuve Sinnamary à l'amont de la retenue :

« L'ichtyofaune des sauts évolue dans un milieu où sont présentes d'importantes communautés d'invertébrés benthiques, présentant peu de variations » (chaîne trophique biofilm/invertébrés/poissons). Dans les entresauts, au contraire, la biomasse des invertébrés aquatiques est plus faible et ne suffit pas à subvenir aux besoins des poissons, qui complètent leur régime alimentaire à partir des nombreuses ressources offertes par la ripisylve¹² : graines, fruits, feuilles, invertébrés terrestres, ... (Horeau *et al.*, 1997 ; Mérona de *et al.*, 2003) ; l'omnivorie apparaît donc pour les poissons vivant dans ces zones lenticques comme la meilleure stratégie pour faire face à la faible abondance des ressources aquatiques. »

« En saison des pluies, les nombreuses zones de berges immergées et les grandes quantités de matériaux terrestres (feuilles, matière organique en décomposition, invertébrés, ...) entraînés vers les cours d'eau par le ruissellement, offrent aux poissons un panel de ressources diversifiées (Horeau, 1996). En saison sèche, au contraire, seules les ressources aquatiques dans le lit principal du fleuve (biofilms, invertébrés) et quelques branches immergées de la ripisylve sont disponibles pour les poissons ».

¹² Ripisylve : les formations végétales constituées par des arbres le long d'un cours d'eau sont souvent appelées ripisylve, et, notamment en milieu tropical, forêt-galerie.

7. Conclusions et plan d'actions : la gestion des risques

7.1. REPARTITION REGIONALE DU MERCURE DANS LES POISSONS ET LES SEDIMENTS, L'OUTIL SIG

7.1.1. L'acquisition de données

L'objectif principal était d'acquérir une information sur les concentrations en mercure total dans les sédiments vaseux et dans les poissons de fin de chaîne trophique (les plus prisés localement et les plus représentatifs de la bioamplification mentionnée précédemment), en échantillonnant un maximum de sites représentatifs du réseau hydrographique de Guyane, notamment les cours d'eau concernés par les activités d'orpaillage.

L'ensemble des données analytiques « mercure » recueillies lors de cette étude, tant au niveau des sédiments que des poissons, est conservé dans des fichiers constituant une base de référence, calée sur un système de géo-référencement homogène.

Le but final était d'établir, à l'échelle de la Guyane, une carte de répartition des concentrations en mercure, laquelle est utilisable par l'ensemble de la communauté guyanaise. Cette approche originale prenant en compte tout les compartiments environnementaux a permis d'obtenir une cartographie informative à l'usage des décideurs.

Une réflexion collective a été ensuite engagée pour définir, dans la limite des connaissances actuelles et des extrapolations scientifiquement justifiées, une gradation des risques encourus par les populations. Ces risques, hormis les expositions professionnelles sur les sites d'orpaillage ou dans les comptoirs de vente du métal précieux, étant liés à la consommation des produits de la pêche, plus précisément des espèces situées au sommet des réseaux trophiques aquatiques (poissons carnivores/piscivores).

Des prélèvements de sédiments et de poissons (ont aussi été faits dans des contextes géologiques (type granite par exemple) réputés sans potentiel aurifère et donc, *a priori*, non orpaillés, pour contribuer à distinguer le fond géochimique naturel en mercure.

Au total, les bassins versant des cinq fleuves Approuague, Comté, Mana, Maroni et Oyapock, retenus pour l'étude ont été découpés en 12 secteurs constituant autant de missions de terrain : Approuague (APP 1 et 2), Comté (COM 1), Mana (MAN 1 et 2), Maroni (MAR 1 à 4), Oyapock (OYA 1 à 3).

Environ 2180 km de criques et fleuves principaux ont été parcourus sur l'ensemble des douze missions. A ce chiffre doivent être rajoutées les distances de pénétration (à pied ou en canot) des petites criques difficilement évaluables.

Avec les mises en place incontournables sur les missions en amont des fleuves, les déplacements totaux en canot ont représenté 5452 km.

Il faut souligner que le nombre d'échantillons prélevés et analysés, tant pour les sédiments que pour les poissons, dépasse ce qui avait été initialement envisagé. En effet, la logistique pour réaliser les missions de terrain s'étant avérée lourde et difficile à mettre en œuvre la prise d'échantillons a été assurée au-delà du cahier des charges, afin de fournir le maximum de données pour la communauté scientifique.

Au cours des douze missions réalisées, 1211 échantillons de sédiments fins vaseux ont été prélevés et 974 poissons ont été pêchés, appartenant à 52 espèces différentes. Ces échantillons de sédiments (répartis en 5 grandes classes) sont inévitablement, par nature et par mode de dépôt, des mélanges hétérogènes, tout en restant représentatifs des bassins concernés.

7.1.2. Les Sédiments

Le protocole de prélèvement des sédiments suivant a été retenu :

- prélèvement dans les zones propices aux dépôts des sédiments fins vaseux, systématiquement recherchés au cours des missions (avec de nombreuses difficultés) ;
- analyse de la fraction inférieure à 500 μm (seul critère d'homogénéité sur l'ensemble des échantillons prélevés) dans le but de s'affranchir des trop grandes disparités dues aux particules les plus grossières (débris de feuilles, brindilles, sables grossiers, graviers...).

Cette maille, inférieure à 500 μm , a été retenue parce qu'elle représente la partie fine des sédiments prélevés : sables fins, limons, argiles et matière organique.

Dans un souci de représentativité la plus complète possible, des échantillons ont été prélevés dans toutes les zones couvrant l'ensemble de la Guyane sachant que certains fleuves et criques traversent des zones granitiques peu favorables à la formation de vases au sens strict. Ainsi, 93 % des échantillons prélevés sont des vases au sens large et seulement 7 % sont des sables vaseux.

Les teneurs en mercure mesurées sur les 1211 échantillons sont comprises entre 12 et 11 200 ng g^{-1} . Les teneurs extrêmes ont été mesurées dans des échantillons de l'Approuague. Il est difficile de comparer les teneurs moyennes car les écarts types sont très importants mais la médiane montre que les fleuves Comté et Oyapock ont une valeur inférieure à la médiane de l'ensemble des 1211 échantillons alors que les fleuves Mana, Maroni et Approuague ont une valeur supérieure.

Les teneurs minimales sont comprises entre 12 et 31 ng g⁻¹ ; pour la Comté et l'Oyapock, ces teneurs ont été mesurées dans des échantillons collectés dans les zones de dépôts de vases marines. Ces vases ont bien une texture de type vase au sens strict. Pour les autres fleuves, les teneurs minimales ont été mesurées dans des échantillons prélevés dans des zones plutoniques ou « légèrement » en aval de ces zones. Dans le cas du Maroni, les sédiments sont de type vase sableuse alors que pour la Mana et l'Approuague, les sédiments sont de type vase.

L'ensemble des données est présenté sous forme de carte, les analyses ne sont pas présentées point par point mais par secteur. Ces secteurs ont été définis en tenant compte de l'intensité de l'orpaillage et de l'homogénéité des concentrations en mercure dans chaque secteur.

Un point important est la bonne corrélation entre les zones présentant des concentrations fortes en mercure (> 150 ng g⁻¹) et les zones potentiellement touchées par l'extraction aurifère.

Il a été démontré que les échantillons présentant les teneurs les plus faibles (< 50-60 ng g⁻¹) sont soit des vases marines soit des échantillons de texture sableuse ; par conséquent, 62 % des échantillons répartis sur l'ensemble de la Guyane ont une teneur en mercure comprise entre 50 et 150 ng g⁻¹. Ce point est très important pour expliquer les teneurs en mercure dans les poissons.

Les études granulochimiques, effectuées dans le cadre de cette étude, ont montré la grande affinité entre la matière organique et le mercure. Mais, suivant les sites, la matière organique est un réservoir plus ou moins important de mercure. Quel que soit le type de texture, c'est dans la fraction < 63 µm que les teneurs en Hg les plus fortes ont été mesurées par rapport aux fractions 63-200 µm et > 200 µm.

7.1.3. Fond géochimique

Le fond géochimique en Hg dans les sédiments (majoritairement de type vase), à l'échelle de la Guyane, a été estimé à 100 ± 50 ng g⁻¹ ; celui-ci a donc été estimé à partir des teneurs mesurées sur 51 échantillons collectés sur le haut Oyapock en amont de la crique Yaloupi (au sud du village d'Oscar). Cette valeur est compatible avec les déterminations de fond géochimique de Roulet *et al.* (2000) et Charlet *et al.* (2003) qui ont trouvé respectivement des valeurs comprises entre 10 et 160 ng g⁻¹ en Amazonie et entre 74 et 153 ng g⁻¹ en amont de la Litani en Guyane (moyenne de 109 ± 30 ng g⁻¹).

Dû au type de vases prélevées et à la géologie des zones dans chacun des secteurs, le fond géochimique déterminé précédemment peut varier. Il n'a pas été possible de calculer un fond géochimique sur une crique particulière non orpaillée par secteur pour un problème de représentativité (3 échantillons prélevés sur certaines criques). Le fond géochimique a donc été calculé sur l'ensemble des échantillons prélevés dans les criques non orpaillées pour chaque secteur. Ainsi, les moyennes des criques non orpaillées les plus faibles ont été calculées sur les secteurs de OYA1, COM1 et MAR1

et sont respectivement de 72 ± 33 , 82 ± 39 et 83 ± 47 ng g⁻¹. Les moyennes intermédiaires ont été calculées sur les secteurs de MAR3, OYA2, MAN2, MAN1 et MAR2 et sont respectivement de 105 ± 43 , 106 ± 42 , 108 ± 33 , 108 ± 56 et 116 ± 70 ng g⁻¹. Les moyennes les plus élevées ont été calculées sur les secteurs de APP1, OYA3, APP2 et MAR4 et sont respectivement de 125 ± 59 , 128 ± 48 , 132 ± 42 et 137 ± 29 ng g⁻¹.

Même s'il est possible d'estimer un fond géochimique inférieur à 150 ng g⁻¹, cela n'exclut pas de rencontrer de plus fortes valeurs dans des zones non orpaillées et où aucun signe d'orpaillage n'a pu être détecté. Dans le secteur de la MAN1, des teneurs comprises entre 300 et 760 ng g⁻¹ ont été mesurées localement dans des sédiments prélevés dans des eaux claires mais très riches en matière organique. Ce point a déjà été abordé précédemment mais il est important de souligner le rôle non négligeable de la matière organique dans l'adsorption du mercure dans les sédiments. Malgré le rôle important de la matière organique, une telle teneur (760 ng g⁻¹) en mercure ne se retrouve généralement pas dans les zones non orpaillées, il est donc difficile d'exclure complètement une pollution ponctuelle par un rejet de mercure lors d'une recherche d'indice aurifère.

7.1.4. Poissons

Le bilan des études menées dans le cadre des travaux de recherche des programmes CNRS (IVS/CNRS : 1997 ; programme « Mercure en Guyane phases I et II, 1998 – 2007 »), a clairement montré l'intérêt d'*Hoplias aimara* en tant qu'indicateur de la bioamplification du méthylmercure le long des chaînes trophiques aquatiques (Durrieu *et al.*, 2005). Au cours des missions BRGM, étant donnée la raréfaction de l'espèce *Hoplias aimara* sur de nombreux sites, liée à la présence de l'orpaillage (dégradation du milieu, turbidité excessive, ...) ou des zones habitées (sur-pêche), toutes les espèces de poissons capturées ont été échantillonnées. Seuls les aymaras ont servi de support pour la réalisation du SIG. Les autres espèces collectées n'étant pas suffisamment représentées sur le territoire guyanais, elles ont été utilisées pour illustrer les niveaux de contamination des poissons en fonction de leur régime alimentaire.

Les nombreux aymaras collectés au cours du programme CNRS « mercure en Guyane », ont été rassemblés avec ceux collectés au cours du programme BRGM, afin de présenter des valeurs moyennes de concentration en mercure dans le muscle des poissons valides d'un point de vue statistique et pour avoir une meilleure représentativité au niveau des nombreux sites retenus pour construire le SIG.

La première observation qui ressort de cette analyse globale est que les longueurs moyennes des aymaras collectés sur l'ensemble des 6 fleuves sont homogènes : elles fluctuent de 54 à 63 cm et présentent une faible variabilité. Étant donné la forte influence du facteur taille sur le mécanisme de bioaccumulation du Hg par les poissons, il était important de préciser ce premier point, afin de démontrer l'homogénéité de l'ensemble des échantillons collectés. À noter que cette homogénéité a permis de réaliser des comparaisons inter-fleuves et ainsi établir la validité de cette approche globale.

Ce premier niveau d'analyse montre que, quel que soit le fleuve considéré, les concentrations moyennes en Hg des aymaras sont supérieures à la recommandation de consommation établie par l'Organisation Mondiale de la Santé (recommandation OMS : $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, pf). D'autre part, toujours sur la base des valeurs moyennes, les poissons provenant du fleuve Sinnamary apparaissent significativement plus imprégnés en Hg que ceux capturés sur les autres fleuves. Inversement, pour l'Oyapock, la valeur moyenne du niveau d'exposition au Hg est significativement moins élevée que celle des 5 autres fleuves.

Le classement des fleuves, du moins contaminé vers le plus contaminé, est donc :

1. Oyapock ;
2. Comté ;
3. Maroni ;
4. Approuague ;
5. Mana ;
6. Sinnamary.

Cette information est très importante car elle montre que les probabilités élevées soulignent les risques en termes de santé publique liés à la consommation de ce poisson. Il faut, en effet, remarquer que, même dans l'Oyapock, qui est le fleuve le moins contaminé, 50 % des aymaras présentent des niveaux de contamination supérieurs à la recommandation OMS. A l'autre extrême, dans le Sinnamary ce sont globalement tous les aymaras qui sont au-dessus de la recommandation OMS.

Les sites, intégrés dans le SIG ont été définis en regroupant plusieurs stations de pêche, afin d'obtenir pour chacun d'entre eux un effectif de *H.aimara* suffisant d'un point de vue statistique et tenir compte de l'aire de vie des poissons. En effet, il faut mentionner ici que chaque station de pêche ne peut pas représenter un site pour le SIG, car plusieurs facteurs rendent difficile la collecte d'un grand nombre d'individus de cette espèce sur une même station de pêche :

- *H. aimara* est un prédateur de fin de chaîne trophique et, par conséquent, présente une faible densité d'individus comparativement à d'autres poissons placés plus bas dans le réseau alimentaire ;
- c'est un poisson particulièrement recherché par les amérindiens, comme par les orpailleurs. Cette « popularité » contribue donc à sa raréfaction ;
- la très forte turbidité des eaux étroitement liée aux activités d'orpillage perturbe considérablement le milieu. Or, les poissons piscivores fuient ce milieu hostile (chasse à vue, colmatage des branchies, ...).

Une partie de la démarche dans la définition de ces sites a été de regrouper des stations de pêche pour obtenir d'une part des effectifs statistiquement représentatifs, et, d'autre part, d'observer des distances « inter-sites » suffisantes, qui correspondent aux aires de vie ou « territoires » des aymaras (chaque site représente un secteur de rivière qui couvre une distance proche de 10 km, avec des distances plus importantes pour le fleuve Maroni).

Il faut souligner qu'il a fallu être particulièrement vigilant sur le fait que les sites définis au travers de cette approche, regroupent des stations de pêche soumises à des pressions de contamination comparables.

Le premier constat qui peut être établi au vu de cette cartographie est que, sur la base de la recommandation OMS, seuls les poissons provenant de quatre sites sur les 54 étudiés (Trois Sauts sur l'Oyapock, Régina sur l'Approuague, Angoulême sur la Mana ainsi que Saint Laurent du Maroni sur le fleuve Maroni) ne sont pas, et ce quel que soit la classe de taille de poissons, considérés impropres à la consommation. Si on restreint cette analyse aux individus appartenant aux classes de petite taille, c'est à dire inférieurs à 50-60 cm, le nombre de sites où les poissons ne présentent pas de risque à la consommation au regard de la recommandation OMS, est alors étendu à 14, soit seulement 26 % des sites étudiés. Toutefois il est très important de rappeler que la quantité de poisson consommé joue aussi un rôle très important pour les populations grandes consommatrices de poissons.

Cette représentation cartographique permet également de généraliser les grandes tendances observées au cours des différentes analyses effectuées fleuve par fleuve :

- les zones à l'aval des différents bassins versant ne présentent pas ou peu de risque au regard des niveaux d'imprégnation du bioindicateur « aymara » ;
- outre ces zones des différents bassins hydrographiques, les zones amont des fleuves et criques composant les différents bassins sont, relativement aux autres sites étudiés, des zones de risques moindres quant à une exposition trophique au Hg. Il faut toutefois préciser que, pour ces zones, le risque restera minime uniquement si la consommation est principalement basée sur les individus de taille inférieure à 50-60 cm et pas en trop grande quantité, les individus de grande taille étant dans la plupart des zones impropres à la consommation au vu de la recommandation OMS ;
- les zones médianes des grands collecteurs (fleuves principaux), alimentées par les criques très orpaillées, apparaissent également comme des zones à risques au regard des concentrations mesurées dans les aymaras ;
- certaines zones peuvent sans ambiguïté être considérées comme des « points chauds » quant aux risques qu'elles représentent à l'égard d'une exposition des populations au Hg. Les concentrations mesurées dans le tissu musculaire des aymaras y atteignent en effet, des concentrations supérieures à 1 mg Hg kg^{-1} , pf, soit deux fois la concentration seuil retenue par l'OMS. Ces zones sont pour la plupart situées à proximité des sites d'orpaillage légaux ou clandestins (e.g. : sites sur le Maroni, site sur l'Approuague). Un autre type de site apparaît également parmi ces « points chauds » : les sites présentant des zones hypoxiques ou anoxiques propices à la méthylation du Hg(II). C'est le cas du site 6 sur la Comté (« pisciculture, pri-pri ») et de l'ensemble des sites localisés dans le réservoir de Petit-Saut et à l'aval du barrage.

Au cours de ce programme, 51 autres espèces de poissons ont été échantillonnées. En complément de l'étude, initialement programmée, les concentrations en Hg de l'ensemble de ces poissons (974 individus) ont été analysées. Cette analyse couvre la totalité des régimes alimentaires.

De faibles niveaux d'imprégnation en Hg sont systématiquement mesurés dans les poissons herbivores situés à la base des réseaux trophiques aquatiques. Une augmentation progressive des concentrations est ensuite observée au fur et à mesure que l'on progresse le long de ces mêmes réseaux trophiques : périphytophages < détritivores < omnivores < carnivores < piscivores.

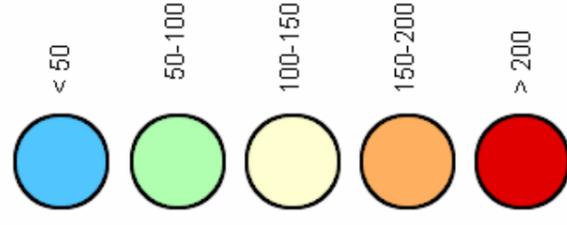
Un point important, mis en évidence par l'analyse des résultats, est que seuls les poissons piscivores présentent une concentration moyenne en Hg supérieure à la recommandation OMS. L'ensemble des niveaux moyens d'imprégnation en Hg des échantillons appartenant aux autres régimes alimentaires est très significativement inférieur à cette recommandation. Il apparaît donc clairement, au vu de ces résultats, que la consommation des poissons piscivores doit être considérée comme présentant le risque majeur pour la santé humaine et que de nombreuses autres espèces de poissons sont à disposition pour les populations locales.

7.1.5. Poissons / sédiments

L'analyse des relations entre les concentrations en mercure total dans les poissons et les sédiments a permis de mettre en évidence une corrélation claire entre les concentrations en mercure mesurées dans les sédiments et les poissons pour les fleuves les moins contaminés (Comté, Oyapock), les moyennement contaminés (Maroni, Mana, Approuague) et le plus fortement contaminé : le Sinnamary. L'avantage de cette analyse a été par conséquent de proposer un regroupement des sites associés à chaque fleuve suivant leur degré de contamination. De plus, il est possible de prendre en compte des sites atypiques sur un fleuve, qui révèlent des niveaux de contamination différents en relation avec les zones les plus orpaillées (Ill. 69).

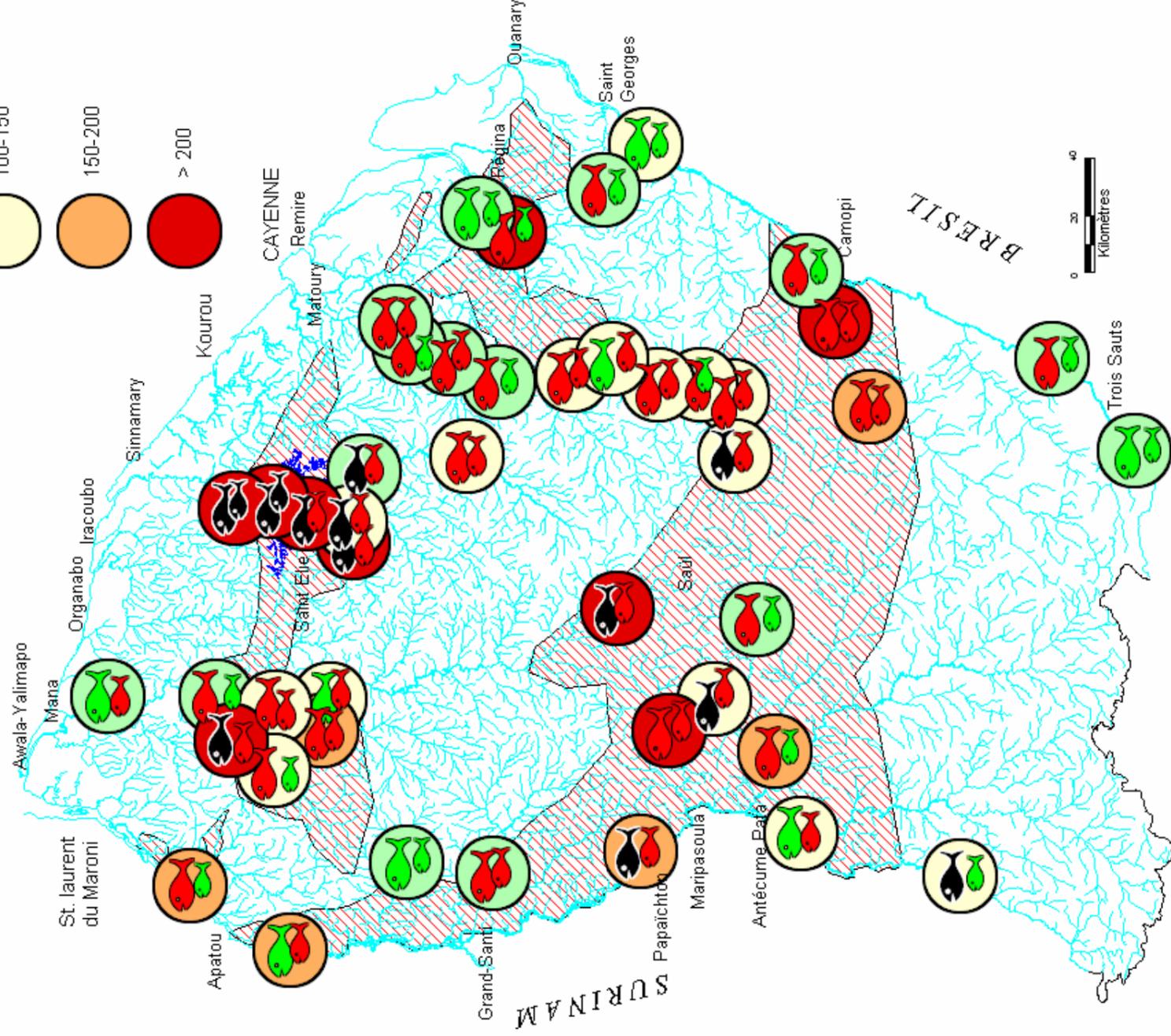
D'un point de vue plus général, deux points importants sont à considérer lors des discussions sur les valeurs obtenues dans les différentes études : d'une part les campagnes d'analyses sont effectuées la plupart du temps durant la saison sèche, période où le transport particulaire est le plus faible, mais bien visible, et non représentatif de la situation en saison des pluies, d'autre part, les données de méthylmercure exprimées en concentration ne représentent qu'un aspect de la quantité de mercure dans le milieu. Elles ne prennent pas en compte le flux, c'est à dire la quantité de mercure par jour, par an, qui va transiter dans le milieu et qui, dans l'espace, va conditionner l'exposition des organismes et qui implique donc de connaître les débits des cours d'eau.

Concentration moy. Hg (ng/g) sédiments

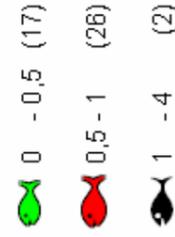


Zones potentiellement touchées par l'extraction aurifère

Région



Concentration moy. Hg (mg/kg) aymaras < long. médiane



Concentration moy. Hg (mg/kg) aymaras > long. médiane

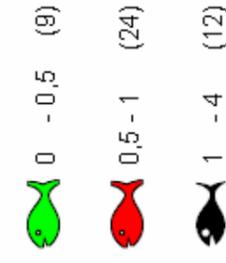


Illustration 69 : Comparaison des concentrations moyennes en mercure dans les sédiments et dans les aymaras avec les zones potentiellement touchées par l'extraction aurifère.

7.1.6. Le SIG

Le SIG est composé de différentes couches d'informations qui peuvent être classées en quatre catégories :

1. Les couches génériques provenant d'autres SIG :
 - la géologie ;
 - l'hydrologie ;
 - la toponymie ;
 - la densité de population ;
 - les zones minéralisées ;
 - les emplacements des placers anciens et actuels ;
 - les ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologiques Floristiques et Faunistiques).
2. Les couches de résultats :
 - les secteurs échantillonnés ;
 - les zones de pêches ;
 - les points d'échantillonnage des sédiments ;
 - les concentrations en mercure dans les sédiments présentées suivant cinq classes de concentrations en différenciant les sédiments des grands collecteurs, des criques orpaillées et des criques non orpaillées.
3. Les couches d'interprétation des résultats :
 - les concentrations en mercure dans les poissons par zone de pêche ;
 - les répartitions des concentrations en mercure dans les sédiments par teneurs ;
 - la répartition par secteur des concentrations en mercure dans les sédiments et les poissons et l'évaluation préliminaire du risque global vis-à-vis de la population (couche de densité de population).

7.2. SCHEMA CONCEPTUEL/ RELATION SEDIMENTS/ POISSONS/ LIEUX DE METHYLATION

Le schéma conceptuel est l'une des premières étapes intervenant dans la démarche d'évaluation du risque.

Le schéma conceptuel, élaboré dans le cadre de ce projet, a permis, en combinant les résultats de ce projet et des différentes études récentes ou en cours, de visualiser les sources de pollution, les mécanismes de transfert du mercure dans les milieux et à travers la localisation des zones de méthylation préciser les expositions.

Les sources potentielles de mercure inorganique en relation directe avec les sols et sédiments sont à la fois naturelles (litière, sédiments et colloïdes) et anthropiques (mercure d'origine anthropique historique et actuel et remise à disposition du mercure naturel).

Afin de prendre en compte les aspects dynamiques liés à la mobilité des sédiments et des poissons dans le temps et l'espace, l'intégration des données sédiments et des données poissons a été faite par secteurs qui ont été définis en considérant des niveaux équivalents de pressions anthropiques et donc un état de qualité homogène des écosystèmes correspondants. En effet, si dans les muscles des poissons aymaras le pourcentage de méthylmercure est voisin de 95 %, la distribution des différentes espèces de mercure dans les sédiments est plus complexe en fonction de la localisation du sédiment et de sa dynamique. Les sédiments prélevés dans le cadre de ce projet étaient des sédiments superficiels. Ces sédiments superficiels sont pour la plupart mobiles du fait d'un entrainement potentiel à l'aval lors de la saison des pluies.

Dans les criques orpaillées, l'accumulation des sédiments peut être très importante au fond et sur la paroi des criques. Dans certains cas le cours initial de la crique est tellement obstrué que durant la saison des pluies un tracé alternatif se met en place qui rejoint également à l'aval le collecteur. Dans les collecteurs et les criques non orpaillées la sédimentation est faible à inexistante du fait de la couverture végétale, de l'effet de chasse lié au courant et aux turbulences liées aux sauts et aux barres rocheuses à l'exception des terrasses et des zones où la végétation est capable de piéger les sédiments. La majorité de la sédimentation observée dans les rivières est de type sableuse avec peu ou pas de particules fines (sables lavés !). Dans les rivières le transport du mercure se fait principalement par les colloïdes qui ont la capacité de contaminer les végétaux et les biofilms présents en particulier sur les roches.

Cette mobilité est illustrée par le schéma conceptuel qui montre les relations possibles entre des sources de pollution et des récepteurs que sont l'homme et les écosystèmes ; ce schéma conceptuel montre l'importance potentielle que pourrait constituer les sauts dans la mobilité des colloïdes et l'intégration du méthylmercure dans la chaîne alimentaire.

Les zones potentielles de méthylation ont été représentées. Les barranques constituent le premier stade de méthylation en liaison avec l'orpaillage clandestin qui seul (aujourd'hui) utilise le mercure, les sédiments dans les criques (avec les

phénomènes de méthylation, remise en suspension, etc.), les zones de dépôts telles que les flats, et les autres zones ennoyées durant la saison des pluies et enfin la zone des sauts. Cette approche est, à ce stade, purement qualitative car il est difficile de quantifier tous ces processus, vraisemblablement saisonniers, du fait du faible nombre d'analyses des différentes espèces de mercure disponibles à ce jour. Il est à noter l'influence des zones anoxiques (plaines d'inondation, marais, etc.) dans la méthylation tant pour les zones orpaillées que non orpaillées.

7.3. PLAN D'ACTION

7.3.1. Approche générique : Gestion des risques en agissant sur Source-Vecteur-Récepteur (S-V-R)

Le but est de réduire les risques afin de protéger les récepteurs, en prenant en compte des éléments tels que la gravité des effets, la possibilité de limiter ces effets en agissant sur S-V-R, la probabilité de réussite des actions de limitation du (des) risque(s) et l'estimation des coûts -bénéfices.

Une stratégie efficace **consiste donc à agir sur le lien mettant en relation Source - Vecteur - Récepteur (Ill. 70).**

La première option peut consister à désactiver les voies de transfert liant la contamination et ses effets au récepteur. D'autres options peuvent viser à l'élimination ou au contrôle de la Source (enlèvement total ou partiel, confinement), ou à préserver directement le Récepteur de l'exposition en mettant en place une restriction d'usage (servitudes), ou encore en une combinaison de ces méthodes.

Dans le cas où les actions de maîtrise des sources ou des impacts ne permettraient pas une maîtrise suffisante des risques liés aux usages des sites et des milieux, des restrictions d'usage doivent être mises en œuvre, afin de ne pas exposer les populations à des niveaux de risques excessifs.



Illustration 70 : Stratégie des mesures de gestion des risques.

7.3.2. Actions au niveau des sources de MES

En règle générale le méthylmercure se formerait préférentiellement dans les sédiments, ses modes de transfert dans les eaux de surface conditionnent la bioaccumulation dans les organismes. La répartition du mercure sous forme particulaire et dissoute va déterminer les mécanismes de transfert vers les autres compartiments biotiques. Un phénomène est lié à la sédimentation des particules grossières. Il existe des zones où les sédiments s'accumulent et se compactent. Ainsi ils ne seront donc mobiles que lors de très fortes crues ; dans ce cas ils sont susceptibles de remettre dans le milieu du mercure biodisponible. Si les particules les plus grosses sédimentent en premier, les particules plus fines sont transportées plus loin et le méthylmercure associé peut être ingéré par le zooplancton avec bioaccumulation dans la zone de mélange transfert dans les biofilms, etc. et atteindre finalement les milieux saumâtres et marins.

Les sources potentielles de mercure inorganique en relation directe avec les sols et sédiments sont à la fois naturelles (litière, sédiments et colloïdes) et anthropiques (mercure d'origine anthropique historique et actuel et remise à disposition du mercure naturel).

Compte tenu des données acquises durant ce projet, il apparaît que toutes les activités anthropiques susceptibles d'émettre des matières en suspension seront à l'origine d'un relargage de mercure dans le milieu dont une partie sera méthylée. Ce pourcentage, bien que faible, en termes de concentration de méthylmercure par litre d'eau est suffisant pour contaminer les chaînes trophiques du fait du flux de mercure par jour/par an, pouvant être adsorbé ou absorbé par les premiers maillons de la chaîne. Il est clair que les activités d'orpaillage rejetant sans précaution des quantités importantes de sédiments, dont une partie sera plus ou moins mobile suivant l'intensité des crues, posent un important problème de pollution chronique au niveau des rivières (voir chap. 6).

En conséquence toutes les activités minières en Guyane doivent avoir pour objectif un rejet zéro dans le milieu naturel. De plus, tout ouvrage ayant un impact potentiel sur les cours d'eau doit intégrer dès sa conception et lors de la rédaction de l'étude d'impact les conséquences liées aux modifications des dynamiques sédimentaires (érosion, transport des sédiments et colloïdes, lieux d'accumulation, lieux de méthylation potentielle, etc....).

7.3.3. Les techniques d'orpaillage et de réhabilitation

Il existe une charte des opérateurs miniers en Guyane qui inclut un guide des bonnes pratiques prenant en compte la nécessité de réaliser pour les AEX (autorisations d'exploitation) comme pour les PEX (permis exclusifs d'exploitation) et les demandes de concessions, des notices d'impact pour les AEX et des études d'impact sur l'environnement et des notices d'incidences sur les milieux aquatiques pour les autres permis. Cette approche est effectivement un pré-requis mais il est nécessaire d'aller plus loin en termes de gestion des eaux car, si l'approche en circuit fermé doit être effectivement favorisée, le point crucial concerne la gestion des eaux, durant la saison

des pluies qui s'avère difficile à maîtriser actuellement. Remédier à cette situation implique une approche de gestion des exploitations plus structurée afin d'éviter tous les rejets dans le milieu naturel liés à l'érosion des terrains dénudés ou au débordement des barranques (producteur initial de méthylmercure). C'est, en effet, durant la saison des pluies que le maximum de mercure va se trouver en contact avec les écosystèmes transitant dans les criques et les berges ennoyées des collecteurs. L'usage de flocculants pour accélérer la sédimentation des particules est également considéré dans ce guide mais l'efficacité de ces produits concernent les particules les plus grosses et non les colloïdes.

On peut noter qu'une exploitation des placers de type continu et non par séquence (barranque) pourrait permettre une remise en place définitive des matériaux, ce qui permettrait d'éliminer les phénomènes de « Hot Spot » de concentration en méthylmercure mais aussi les stots riches en or (parties non excavées qui séparent les barranques).

En termes de réhabilitation les recommandations exprimées dans la charte sont tout à fait appropriées : « la technique d'exploitation est menée de façon à permettre un réaménagement progressif et coordonné de celui-ci, dès sa mise en œuvre. La réhabilitation doit être intégrée dans le programme de l'exploitation, être prise en compte dans les coûts d'exploitation et être simultanée à l'exploitation ».

Il existe cependant un problème qui est lié au fait que la quantité d'or restant dans le placer en fin d'exploitation est encore suffisante pour attirer des opérateurs illégaux qui vont retravailler la zone et donc mettre à mal les efforts de réhabilitation et remobiliser du mercure.

Cette situation est anormale d'un point de vue financier et environnemental. Elle l'est aussi du point de vue du code minier qui oblige à utiliser les meilleures techniques disponibles afin de ne pas écrémer les gisements. En conséquence, des études et travaux doivent être entrepris afin de définir la méthode d'exploitation la plus adaptée au contexte ainsi que les meilleures technologies de récupération de l'or afin de circonscrire la diffusion des espèces mercurielles et « fermer définitivement » les placers exploités.

7.3.4. Actions au niveau des vecteurs (mobilité des MES)

L'impact de l'orpaillage illégal est incontestable compte tenu des quantités de sédiments et colloïdes émis dans le milieu naturel. Si une action au niveau des sources de MES est, à l'heure actuelle, problématique pour différentes raisons, la seule possibilité d'intervention est au niveau des voies de transfert. Cette action concernerait principalement des criques anciennement orpaillées dont les dépôts de sédiments sont remobilisés chaque année durant la saison des pluies.

Peut-on condamner certaines criques et créer artificiellement dans certaines zones critiques ce qui se passe à l'état naturel dans certains cas : la création d'un nouveau lit de la crique rejoignant le collecteur ? La faisabilité de cette solution de réduction des

risques devra faire l'objet d'une étude spécifique qui s'appuiera sur des connaissances plus précises sur les distributions de méthylmercure (voir paragraphe 7.3.7).

L'exploitation des ressources aurifères en placers nécessite un détournement de la crique (en tenant compte des flux) en créant des canaux (races) implantés à la limite de rupture de pente colline-placer. La procédure, qui consisterait à laisser la crique dans le chenal en fin d'exploitation, serait peut être une façon de limiter une remobilisation du Hg. Ceci ne supprime pas la nécessité de réhabiliter le terrain dégradé et de le revégétaliser.

7.3.5. Actions au niveau des récepteurs

Biodiversité

Les eaux acides des fleuves guyanais sont peu minéralisées et peu productives en végétaux aquatiques. La production primaire, indispensable à la faune aquatique, dépend essentiellement de la forêt ripicole par l'intermédiaire des chutes de fruits, graines, feuilles, insectes etc. et également par les crues durant la saison des pluies, qui, en envahissant le sous-bois, ouvrent l'accès à de nouvelles sources de nourriture. Il existe donc une interdépendance forte entre les fleuves, rivières et la forêt ripicole.

Les phénomènes de contamination de la chaîne trophique (bioamplification ...) sont maintenant bien connus mais le niveau d'impact sur les équilibres des écosystèmes l'est beaucoup moins. Si les premiers maillons tels que les invertébrés se raréfient quels vont être les impacts sur l'ensemble de la chaîne, ou quelles sont les conséquences sur les hauts niveaux trophiques en terme de reproduction par exemple ? Cette contamination, avec les impacts connus sur la santé humaine, pourrait donc avoir également des impacts au niveau des équilibres des écosystèmes fragiles.

Par exemple, les ZNIEFF des massifs centraux dans le secteur de Camopi ou dans les monts Balenfois du secteur de Regina (arrêté de biotope de Saül) sont situés en partie dans des zones soumises à l'orpaillage. Les impacts avérés, dans le cadre d'études effectuées dans différents pays (impact génétique, perte de biodiversité, etc.), liés à la migration du mercure dans les chaînes trophiques en relation avec l'eau sont donc à surveiller en priorité dans ces zones.

Les activités d'orpaillage génèrent une intense érosion des sols alluvionnaires qui conduit à une très forte turbidité des cours d'eau en aval des sites miniers et à des apports de mercure sous forme particulaire (provenant du mercure naturel contenu dans les sols amazoniens et/ou du métal utilisé pour récupérer l'or - 1^{ère} et 2^{ème} vague d'orpaillage). Dans tous les cas, la très faible efficacité des méthodes de décantation des particules au niveau des bassins d'exploitation (barranques), et ce sur la totalité des chantiers légaux ou clandestins, représente une source indirecte de mercure pour les écosystèmes aquatiques. De plus, les activités d'orpaillage génèrent une très forte turbidité qui perturbe et nuit à l'équilibre écologique des rivières guyanaises (chute de la biodiversité, dégradation irréversible de l'écosystème, etc. ...).

Santé humaine

Il ressort de cette analyse que la très grande majorité des sites à risque vis-à-vis d'une exposition au Hg des populations correspond généralement à des zones soumises à une influence anthropique (orpaillage, pisciculture ou construction d'un réservoir hydroélectrique, etc). La contamination du milieu par le mercure est donc bien associée à l'orpaillage et à l'activité humaine. Les concentrations de Hg qu'on trouve dans la chair d'un des poissons les plus consommés en Guyane française, l'aymara, sont majoritairement au dessus de la recommandation OMS pour les poissons de 0,5 mg Hg kg⁻¹, pf.

Au vu de l'ensemble des données sur l'état de contamination par le mercure des poissons étudiés lors de cette étude globale, et si l'on considère la recommandation OMS de 0,5 mg Hg kg⁻¹ pf, il apparaît cependant clairement que seule la consommation régulière de poissons piscivores serait problématique au regard d'une exposition des populations humaines au Hg.

Toutefois, il faut rappeler à nouveau que le problème reste très compliqué à ce jour, car beaucoup reste encore à découvrir sur la toxicité du mercure. La recherche de recommandations sûres continue à évoluer. Par exemple, aux Etats Unis, l'EPA (Environmental Protection Agency) propose de diminuer la recommandation OMS à 0,3 mg Hg kg⁻¹ pf. Il est clair que dans ce cas, des espèces autres que les piscivores (en particulier les carnivores en Guyane, Ill. 47) seraient alors à la limite de l'acceptable vis-à-vis d'une contamination par le mercure des populations humaines.

Pour mettre en perspective ces résultats, on peut comparer la valeur moyenne de concentration en mercure dans le muscle d'aymara par rapport à d'autres espèces de piscivores d'eau de mer (Cossa *et al.*, 1990, Ill. 68). Cette comparaison montre que les concentrations moyennes rapportées sont inférieures à celles mesurées chez les thons méditerranéens de tailles supérieures à 35 kg ainsi que chez les roussettes méditerranéennes.

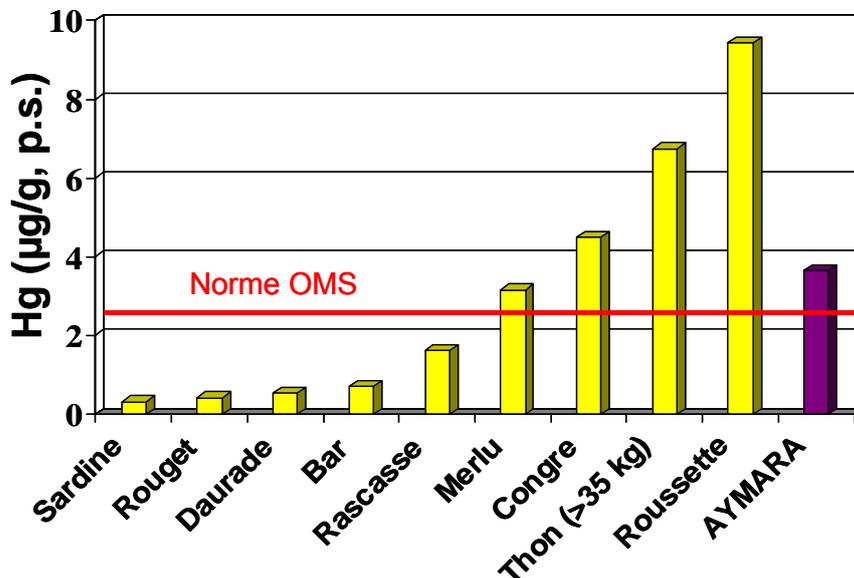


Illustration 71 : Représentation des diagrammes en bâton de la concentration en mercure mesurée dans le muscle de poissons piscivores provenant de différents sites. Les barres d'erreurs représentent les écarts types de la moyenne (Cossa 1990).

La comparaison du niveau de contamination des aymaras de notre étude (3.64 ± 0.34 µg/g ps, N=596) avec celui des poissons piscivores du Surinam (Mol *et al.*, 2001) (3.55 ± 0.18 µg/g ps, N=275) montre par contre des valeurs similaires.

A ce niveau de la discussion, il faut rappeler quelques faits. Il est certain maintenant que la question de cette contamination est devenue globale dans l'environnement mais la simple comparaison de ces valeurs n'est pas suffisante en termes de risques pour la santé humaine. La quantité de poisson contaminé, et donc de méthylmercure, ingérée en fonction du temps (c.à.d. la durée d'exposition à une valeur donnée) est la question centrale. Des populations exposées de façon chronique, parce que leur régime alimentaire est essentiellement basé sur la consommation de ces poissons, sont bien certainement plus à risque que des consommateurs occasionnels. C'est ce type d'information qui doit être pris en compte pour relativiser des comparaisons « brutales ».

La question de la contamination environnementale par le mercure en termes de risques sanitaires est posée depuis de nombreuses années en Guyane. Plusieurs études de 1994 à 2006 ont été menées et de nombreux organismes ont été impliqués. On doit citer l'Institut de Veille Sanitaire, la Cire Antilles Guyane, la Direction de la Santé et du Développement Social de la Guyane, le Conseil Général et l'UMR 5805, équipe GEMA, de l'Université Bordeaux 1 et du CNRS.

A l'issue de ces études, des recommandations (Quenel *et al.*, 2007) ont été préconisées du fait de la persistance du méthylmercure dans l'environnement et des stocks constitués dans les sédiments au cours du temps. Les recommandations

émises sont les suivantes : pour les populations les plus sensibles, les femmes enceintes et les jeunes enfants (âgés de moins de 7 ans) il leur a été suggéré de continuer à consommer du poisson, mais par contre d'essayer de supprimer de leur alimentation les 5 espèces de poisson piscivores les plus répandus en Guyane (*Pseudoplatistoma fasciatus*, *Ageneiosus brevifilis*, *Serrasalmus rhombeus*, *Hoplias aimara* et les dents chien) , espèces qui, a elles seules, représentent 72 % du mercure ingéré (Fréry *et al.*, 2001).

Ces recommandations s'appliquent plus particulièrement aux populations amérindiennes des régions du Haut Maroni et du Haut Oyapock car, parmi toutes les populations guyanaises, elles sont sans doute les plus grandes consommatrices de poissons et donc les plus exposées à la contamination.

Maintenant, on sait que la mise en œuvre de cette recommandation dans cette région est très difficile à cause de nombreux obstacles qui sont à la fois culturel, liés à la ressource en protéines et aux comportements individuels, politique... (Quenel *et al.*, 2007).

Par exemple, une des difficultés à surmonter est le mode de vie, basé sur la chasse et la pêche locale comme unique voie d'apport protéique. La consommation de poisson pour une femme Wayana du Haut Maroni de 26 à 45 ans est de 262 ± 161 g par jour, dont 30 % en espèces piscivores très contaminées soit 79 g (n = 20 femmes, Fréry *et al.*, 2001). Si on compare ce dernier chiffre avec les précautions proposées aux populations européennes par l'AFSSA (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments), soit seulement 22 g de poissons piscivores par jour pour les femmes enceintes et allaitantes, on voit que ces amérindiennes consomment 3,5 fois plus de poissons piscivores que l'AFSSA ne le préconise.

Les probabilités d'impact sur la santé humaine peuvent être, à l'échelle de la Guyane, hiérarchisées suivant 3 zones géographiques (Ill. 72) :

- la zone Sud de la Guyane, bande limitée au Nord par la zone « potentiellement touchée par l'extraction aurifère » de Camopi à l'Est jusqu'à Maripasoula - Grand Santi à l'Ouest avec une très faible densité de population dont la source de protéines est constituée par les poissons pêchés localement et une faible contamination des sédiments et des poissons ;
- la zone Nord de la Guyane (Nord de la bande « potentiellement touchée par l'extraction aurifère » de Camopi - Grand-Santi avec des cours d'eau ou portions de cours d'eau fortement contaminés (Sinnamary, Maroni, etc.)) avec la présence de la plus grande partie de la population Guyanaise. Cependant les enjeux en termes de santé humaine sont faibles du fait d'un accès à des sources de protéines variées ;
- la zone « potentiellement touchée par l'extraction aurifère » de Camopi à l'Est jusqu'à Maripasoula, Grand-Santi à l'Ouest qui est la plus contaminée en mercure à la fois dans les sédiments et les poissons présenterait un risque moindre du fait de l'existence d'une population peu dense ayant accès ponctuellement à d'autres sources de protéines (existence d'épicerie).

Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons des cours d'eau de Guyane

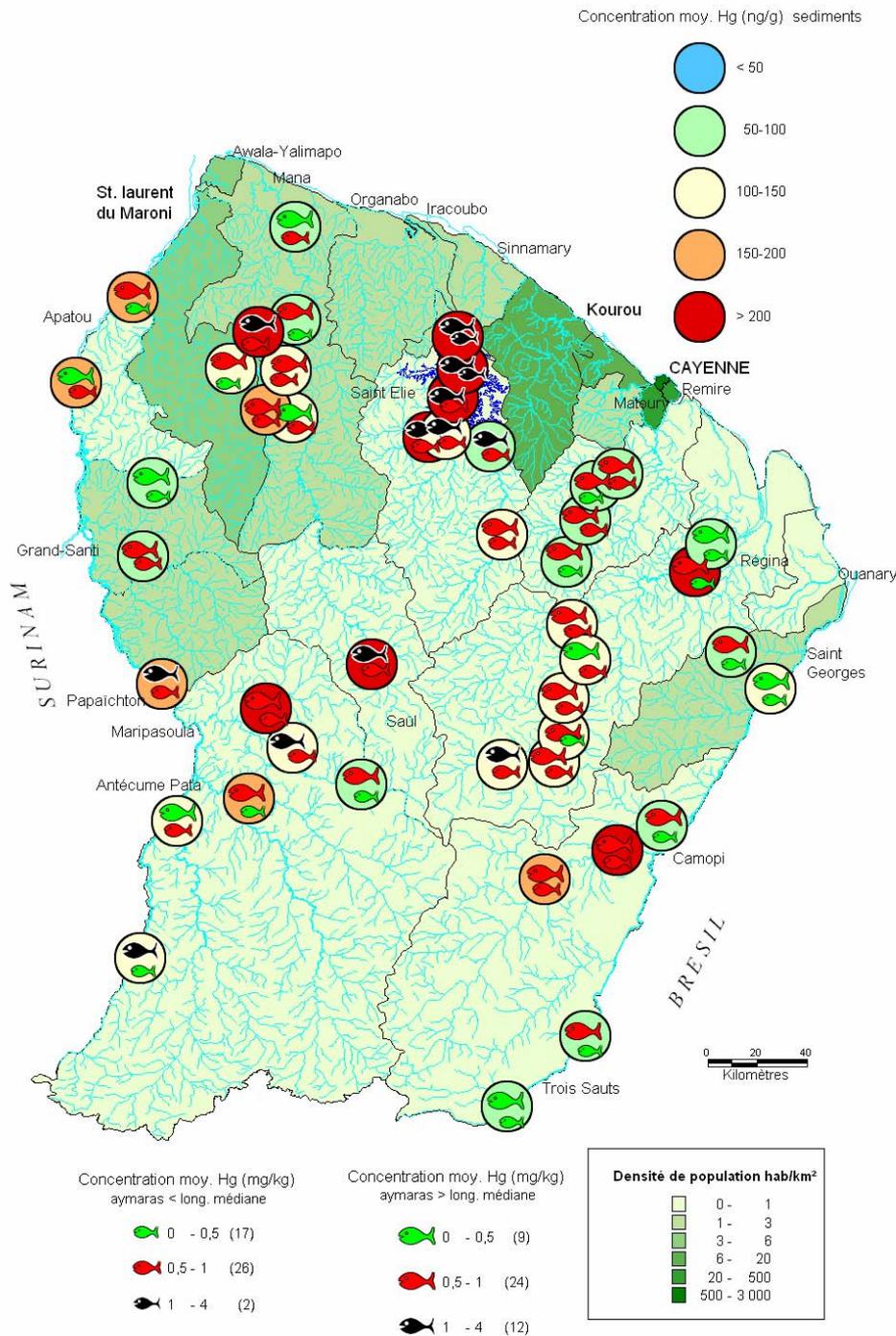


Illustration 72 : Comparaison par secteur des concentrations en mercure dans les sédiments et les concentrations en mercure dans les poissons avec la densité de population.

Bien que les zones aval des différents bassins versant ne présentent pas ou peu de risques au regard des niveaux d'imprégnation du bioindicateur « aymara » il n'existe que peu de données concernant les poissons des eaux saumâtres et marines qui n'ont pas été étudiés dans le cadre de ce projet. Tous les sédiments et colloïdes rejoignent la mer et se mélangent avec les sédiments en provenance de l'Amazonie. Les sédiments sont alors soumis à une série de processus complexes (dilution, méthylation, déméthylation, remise en suspension, brassage, etc.). Suivant le régime alimentaire, la mobilité des différentes espèces, etc. l'accumulation de mercure dans les poissons pourrait varier et représenter des risques sanitaires au moins pour certaines espèces.

7.3.6. Pisciculture/ barranques

Les résultats de cette étude combinée aux données en provenance d'autres programmes sur le mercure en Guyane ont montré que des lieux comme les barranques étaient des lieux logiques de méthylation du mercure et donc ne doivent en aucun cas être utilisés comme lieu de « pisciculture » mais au contraire systématiquement remblayés pour enfouir le mercure et méthylmercure présents dans tous les cas.

De même, les analyses sur des poissons d'élevage en milieu marécageux (zones naturellement à tendance anoxiques) ont montré des niveaux importants en mercure.

Si la pisciculture est une alternative à la pêche dans les zones contaminées et permet également de diminuer la pression sur les stocks de poissons, son implantation et sa mise en œuvre doit se faire en tenant compte de tous les paramètres environnementaux.

7.3.7. Actions de recherche et développement

Ce projet a généré une quantité d'informations considérables organisées sous forme de SIG. La connaissance acquise dans le cadre de cette étude, en conjonction avec les autres recherches en cours, va apporter aux pouvoirs publics des éléments importants concernant la problématique et les risques liés au mercure dans les sédiments et les poissons.

Cette étude a également mis en lumière le besoin de connaissances complémentaires à travers des actions de recherche et de développement :

- toutes les actions prises pour diminuer les risques pour les écosystèmes et la santé humaine doivent avoir des effets positifs mesurables. Toutes les actions correctives ou combinaison d'actions doivent faire l'objet d'un suivi scientifique pour suivre leur efficacité. Cela implique donc la mise en place de protocoles méthodologiques et de mesures de paramètres environnementaux ;
- il en est de même pour les tronçons de cours d'eau contaminés qui ne sont plus impactés par les activités d'orpaillage. Quelle est la cinétique de déméthylation, enfouissement avec le temps, peut on favoriser en milieu naturel ces

phénomènes ? Quelle est la distribution spatiale du mercure et du méthylmercure des sédiments au fond des criques, tant verticale qu'horizontale. Cela implique des études ciblées sur des tronçons précis permettant de comparer et de préciser le schéma conceptuel élaboré, dans le cadre de ce projet, qui est purement qualitatif ;

- la distribution du mercure et du méthylmercure dans les panaches de particules est mal connue, quel sont les flux de mercure durant les saisons des pluies ? Quel est le rôle des différents sauts qui peuvent, suivant leur taille, avoir des effets d'accumulation ou de dispersion ? C'est, en effet, un des points clefs dans le transport du mercure vers l'aval et de comprendre ainsi les phénomènes de bioaccumulation qui présentent vraisemblablement des aspects saisonniers ;
- dans certaines zones non orpaillées où les poissons sont cependant contaminés, existe-t-il une évolution dans le contenu en mercure de la sédimentation avec le temps ? Les colloïdes, par leur charge en méthylmercure, sont ils du fait des débits durant la saison des pluies les seuls responsables de sa mise à disposition dans les écosystèmes. Il est important de comprendre la dynamique du mercure dans les compartiments eau et sédiment en toutes saisons. Il pourrait exister une alternance de phases de sédimentation et de remise en suspension du stock de mercure méthylé dans ces zones,
- comme mentionnée précédemment une autre inconnue concerne l'accumulation du mercure dans les poissons marins. Il est à l'heure actuelle difficile de caractériser son origine compte tenu de la complexité des phénomènes. Une étude spécifique des paramètres physiques et biologiques des zones saumâtres et marines apparaît d'autant plus nécessaire que les ressources halieutiques seront de plus en plus exploitées ;
- si les lieux potentiels de méthylation ont été identifiés, il est actuellement difficile de faire des bilans sur les rôles et l'importance respective de ceux-ci. Ces bilans sur des zones représentatives des différents milieux de méthylation permettront de hiérarchiser l'importance spatiale de cette méthylation et à terme donner des informations clefs aux décideurs avant la construction d'un ouvrage pouvant impacter la dynamique des sédiments et la qualité des eaux ;
- les impacts biologiques sur les écosystèmes dans les zones sensibles ne sont pas connus. Il serait nécessaire, sur une zone témoin, de suivre les conséquences dans le temps de l'accumulation du mercure. En effet, si toute la chaîne trophique liée à l'eau est potentiellement contaminée, on ignore les conséquences environnementales à l'échelle d'un territoire sensible (impacts en cascade...) ;
- des méthodes d'exploitations des placers plus exigeantes doivent être recherchées afin de mieux remettre en place les matériaux excavés et mieux récupérer l'or pour éviter toute remise en désordre des exploitations abandonnées. Des règles de gestion sont déjà en place, elles seront complétées et leurs applicabilités seront testées sur des opérations pilotes.

8. Bibliographie

Bastos W.R., Oliveira Gomes J.P., Cavalcante Oliveira R., Almeida R., Nascimento E.L., Bernardi J.V.E., Drude de Lacerda L., da Silveira E.N., Pfeiffer W.C. 2005. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of The Total Environment, In Press, Corrected Proof*.

Benoit J.M., Mason R.P., Gilmour C.C., Aiken G.R. 2001. Constants for mercury binding by dissolved organic carbon isolates from the Florida Everglades. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65:4445-4451.

Benoit J.M., Gilmour C.C., Heyes A., Mason R.P., Miller C.L. 2003. Geochemical and biological controls over methylmercury production and degradation in aquatic ecosystems. *Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements*, ACS Symposium Series # 835. Y. Chai and O.C. Braids, Eds. American Chemical Society, Washington, DC. pp. 262-297.

Birkett J.W., Noreng J.M.K., Lester J.N. 2002. Spatial distribution of mercury in the sediments and riparian environment of the River Yare, Norfolk, UK. *Environmental Pollution*, 116, 1, 65-74.

Bisinoti, M. C., Jardim, W. F., Sargentini Jr. E., 2007. Seasonal behavior of mercury species in waters and sediments from the Negro River Basin. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 18, 544-553.

Bizi. M., Gaboriau. H., Laperche. V. 2005. Preliminary laboratory study on the impact of gold exploitations in French Guyana on water quality and remobilisation of mercury. In 9th International FZK/TNO - Conference on Soil-Water Systems - Bordeaux - France - Convention Center - 03-07/10/2005.

Boudou A, Ribeyre F. 1997. Mercury in the food web: accumulation and transfer mechanisms. Sigel A, Sigel H, eds. *Metal ions in biological systems - Mercury and its effects on environment and biology*. New York: M. Dekker. 34, 289-315.

Boudou A., Durrieu G., Maury-Brachet R., Dauta A., Dauta C. et Thomas A. 2001. Bioamplification du mercure et risques à l'égard des populations humaines . *Rapport CNRS* : 36-65.

Boudou A. Dominique Y. Cordier S. et Frery N. 2006a. Les chercheurs d'or et la pollution par le mercure en Guyane française : conséquences environnementales et sanitaires. *Environnement, Risques & Santé* 5 : 167-179.

Boudou A., Maury-Brachet R., Durrieu G., Coquery M., Dauta C. 2006b. Chercheurs d'or et contamination par le mercure des systèmes aquatiques continentaux de Guyane - Risques à l'égard des populations humaines. *Hydroécol. Appl.*, 15, 1-18.

Boujard T., Pascal M., Meunier J.F., Le Bail P.Y. 1997. Poissons de Guyane, Guide écologique de l'Approuague et de la réserve des Nouragues, INRA éditions, 219 p.

Bourdineaud J.P., Bénard G., Brèthes D., Fujimura M., Gonzalez P., Marighetto A., Maury-Brachet R., Mormède C., Philippin J.N., Rossignol R., Rostène W., Sawada M. and Laclau M. 2008. Feeding mice with diets made up with mercury-contaminated fish flesh from French Guiana : a model for the mercurial intoxication of the Wayanas Amerindians (article soumis).

Bowen H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, London, 348p.

Briollais L., Durrieu G. and Upathilake R. 2007. Novel approach for genome scan meta-analysis of rheumatoid arthritis: a kernel-based estimation procedure. *BMC genetics* (sous press).

Brügmann L. 1995. Metals in sediments and suspended matter of the river Elbe. *Science of The Total Environment*, 159, 1, 53-65.

Brumbaugh W.G., Krabbenhoft D.P., Helsel D.R., Wiener J.G., Echols K.R. 2001. A national pilot study of mercury contamination of aquatic ecosystems along multiple gradients: bioaccumulation in fish. *Biological Science Report USGS/BRD/BSR-2001-0009*, 32p..

Carmouze J.P., Lucotte M. and Boudou A. 2001. Le mercure en Amazonie : rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires. IRD, Paris : 494p.

Charlet L., Boudou A. 2002. Cet or qui file un mauvais mercure. *La Recherche*, 359: 52-59.

Charlet L., Roman-Ross G., Spadini L., Rumbach G. 2003. Solid and aqueous mercury in remote river sediments (Litani River, French Guyana, South America). *J. phys.*, IV, XIIth International Conference on Heavy Metals in the Environment. vol. 107 (1), 281-284.

Compeau G., Bartha R. 1985. Sulfate reducing bacteria: principal methylators of Hg in anoxic estuarine sediments. *Applied Environmental Microbiology*. 50, 498-502.

Coquery M. 1994. Biogéochimie du mercure en milieu estuarien et côtier. Thèse de doctorat. Université de Paris VI : 212 p.

Cordier S, Grasmick C, Pasquier-Passelaigue M, Mandereau L, Weber JP, Jouan M. 1997. Imprégnation de la population guyanaise par le mercure : niveaux et sources d'exposition. *BEH* 14 : 59-61.

Cordier S., Garel M., Mandereau L., Morcel H., Doineau P., Gosme-Seguret S., Josse D., White R., Amiel-Tison C. 2002. Neurodevelopmental investigations among methylmercury-exposed children in French Guiana. *Environ Res.*, 89: 1-11.

Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noël J. et Sanjuan J. 1990. Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française. IFREMER, 59p.

Dauvin J.C., Bellan G., Bellan-Santini D., Castric A., Comolet-Tirman J., Francour F., Gentil F., Girard A., Gofas S., Mahé C., Noël P, de Reviere B. 1993. Typologie des Znieff-Mer. Liste des paramètres et des biocénoses de côtes françaises métropolitaines. Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris, 64p.

Domagalski, J.L. 2001. Mercury and methylmercury in water and sediment of the Sacramento River basin, California. L. *Applied Geochemistry*, 16, 15, 1677-1691.

Dominique Y. 2006. Contamination par les différentes formes chimiques du mercure de la composante biologique du barrage hydroélectrique de Petit Saut, en Guyane Française. Thèse de Doctorat – Université Bordeaux 1, n°3180, 335p.

Drevnick P.E., Sandheinrich M.B. 2003. Effects of dietary methylmercury on reproductive endocrinology of fathead minnows. *Environment Sciences Technology*. 37, 0-6.

Durrieu G, Maury-Brachet R, Boudou A. 2005. Goldmining and mercury contamination of the piscivorous fish *Hoplias aimara* in French Guiana (Amazon basin). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60(3) : 315-323.

EPA 2006. Mercury transport and fate through a watershed. Office of Research and Development, STAR program.

Epov V.N., Rodriguez-Gonzalez P., Sonke J., Tessier E., Amouroux D., Maurice Bourgoïn L., Estrade N., Carignan J., Donard O.F.X. 2007. Development of the high precision measurement of mercury species isotopic ratios by GC-MC-ICP-MS and its validation with two other analytical approaches. Goldschmidt conference - "atoms to planets" Cologne, Germany August 19 - 24.

Fitzgerald W.F. 1989. Atmospheric and oceanic cycling of mercury. *Chem. Oceanogra.*, 10, 151-186.

Filho S.R., Maddock J.E.L. 1997. Mercury pollution in two gold mining areas of the Brazilian Amazon. 1997. *Journal of Geochemical Exploration*, 58, 2-3, 231-240.

Fleming E. J., Mack E. E., Green P. G. et Nelson C.N. 2006. Mercury methylation from an expected sources : molybdate-inhibited freshwater sediments and iron-reducing bacterium. *Applied Environmental Microbiology*, 72, 457-464.

Frery N., Maury-Brachet, R., Maillot E., Deheeger M., Merona de, B., Boudou, A. 2001 - Gold mining activities and mercury contamination of native amerindian communities in french Guiana: key role of fish in dietary uptake. *Environmental Health Perspectives*, 109 (5), 1-5.

Fritsch J.M., Sarrailh J.M. 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais : effets du défrichement et de l'aménagement de pâturages. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.*, vol. XXII, n° 2, 1986 : 209-222.

Fyfe W.S. 1974. *Geochemistry*. Oxford University Press, 120p.

Giron Y., Diallo-Bourguignon G., Le Bail P.Y. 1999. Etude de faisabilité d'une pisciculture vivrière à Papaïchton, Haut Maroni, Guyane française. Rapport final COFREPECHE, 100p.

Grimaldi M., Gaudet J.P., Grimaldi C., Melieres M.A., Spadini L. 2001. Sources, stocks et transfert dans les sols et sédiments, Programme mercure en Guyane, Rapport Final, 1ère partie, 4-35.

Gonzalez P., Dominique Y., Massabuau J.C., Boudou A., Bourdineaud J.P. 2005 Comparative effects of dietary methylmercury on gene expression in liver, skeletal muscle, and brain of the zebrafish (*Danio rerio*) , *Environmental Science and Technology*, 39 (11), 3972-3980.

Guedron S., Charlet L., Grimaldi M., Cossa D. 2007. Dissolved methyl mercury production in gold-mines vs tropical artificial reservoirs (French Guiana). Conference on Geo Environmental engineering (7th Japan-Korean-French Seminar). Grenoble, France (22-24/05/2007), 337-340.

Guimarães J.R.D., Meili M., Hylander L.D., de Castro e Silva E., Roulet M., Narvaez Mauro J.B., Alves de lemos R. 2000. Mercury 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. *Sci Total Environ.* , 261, 1-3:99-107.

Hammerschmidt C.R., Sandheinrich M.B., Wiener J.G. and Rada R.G. 2002. Effect of dietary methylmercury on reproduction of fathead minnows. *Environment Sciences Technology*. 36, 77-83.

Heaven S., Ilyushchenko M.A., Tanton T.W., Ullrich S.M., Yanin E.P. 2000. Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: I River sediments and water. *The Science of The Total Environment*, 260, 1-3, 35-44.

Horeau V. 1996. La mise en eau du barrage de Petit-Saut (Guyane française) : Hydrobiologie 1- du fleuve Sinnamary avant la mise en eau, 2- de la retenue pendant la mise en eau et 3- du fleuve en aval. Thèse de doctorat. Université d'Aix-Marseille I : 247p.

Horeau V., Cerdan P. et Champeau A. 1997. La mise en eau du barrage hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane) : ses conséquences sur les peuplements d'invertébrés aquatiques et sur la nourriture des poissons. *Hydroécologie Appliquée*, 9 : 213-240.

HYDRECO 2005. Etude et mesure de la qualité physico-chimique des eaux de l'Approuage au niveau de la Montagne Tortue et son impact sur les populations de poissons et d'invertébrés aquatiques. Rapport Final.

HYDRECO 2006. Etude et mesure de la qualité physico-chimique des eaux de l'Approuage au niveau de la Montagne Tortue et son impact sur les populations de poissons et d'invertébrés aquatiques. Rapport Final.

Hylander L.D., Meili M., Oliveira L.J., de Castro e Silva E., Guimarães J.R.D., Araujo D.M., Neves R.P., Stachiw R., Barros A.J.P., Silva G.D. 2000. Relationship of mercury with aluminum, iron and manganese oxy-hydroxides in sediments from the Alto Pantanal, Brazil. *Science of The Total Environment*, 260, 97-107.

Hurley J.P., Manolopoulos H., Babiarz C.L., Sakamoto H., Rolfhus K.R., Back R.C., Shafer M.M., Armstrong D.E., Harris R. 2003. Methyl mercury in Lake Superior: Offshore processes and bio-accumulation. *Journal de Physique IV*, 107 : 641-644.

Jones M.C., Marron J.S. and Sheather S.J., 1996. A brief survey of bandwidth selection for density estimation. *J. Am. Stat. Assoc.* 91, 401-407.

Junk W.J., 1985. Temporary fat storage adaptation of some fish species to the waterlevel fluctuations and related environmental changes of the Amazon river. *Amazoniana*, 9, 315-351.

Keith P., Le Bail P. Y., and Planquette, P., 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Collection du Patrimoine Naturel, MNHN (Paris) 43(I) : 286p.

Kullander S. O. and Nijssen H. 1989. The cichlids of Surinam. Edition E. J. Brill. 256p.

King JK, Harmon S.M., Fu T.T., Gladden J.B. 2002. Mercury removal, methylmercury formation, and sulfate-reducing bacteria profiles in wetland mesocosms. *Chemosphere*, 46, 859-870.

Kullander S.O., Nijssen H. 1989. The cichlids of Surinam. E.J. BRILL editions, 256 p.

Laffont L., Joeren E. S., Foucher D., Hintelmann H., Behra P., Maurice-Bourgoin L., 2007. Mercury stable isotope variations in a Bolivian watershed: Evidence for mass-independent fractionation. *Goldschmidt Conference Abstracts 2007*, A535.

Laperche V., Maury-Brachet R., Dominique Y., Durrieu G., Blanchard F., Massabuau J.C., Callier L., Weng P., Bouillard H., Joseph B. et Laporte P. 2007. Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons de six fleuves de Guyane - Rapport BRGM/Rp-55613-FR, 61 p.

Le Bail P. Y., Keith P. and Planquette, P., 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Collection du Patrimoine Naturel, MNHN (Paris). 43(II) : 307p.

Lebel J, Roulet M, Mergler D, Lucotte M, Larribe F. 1997. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Pollution*. 97 : 31-44.

Lechler P.J., Miller J.R., Lacerda L.D., Vinson D., Bonzongo J.C., Lyons W.B., Warwick J.J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments. *The Science of The Total Environment*, 260, 1-3, 9 87-96.

Lucotte, M., R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois, and A. Tremblay. 1999. Mercury in the biogeochemical cycle: natural environment and hydroelectric reservoirs of northern Québec. *Environmental Science Series*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 334p.

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. *The Science of The Total Environment*, 260,1-3, 73-86.

Maury-Brachet R., Durrieu G., Boudou A. 2006. Mercury distribution in fish organs and food regimes: significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin), *Science of The Total Environment* 368, 1, 1, 262-270.

Mérona de B., Vigouroux R. et Horeau V. 2003. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*. 24 : 147-156.

Meunier, J. F., R. Rojas-Beltran, T. Boujard, and F. Lecomte. 1994. Rythmes saisonniers de la croissance chez quelques Téléostéens de Guyane française. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 27: 423-440.

Milesi J.P., Egal E., Ledru P., Vernhet Y., Thieblemont D., Cocherie A., Tegye M. Martel-Jantin B., Lagny Ph. 1995. Les minéralisations du Nord de la Guyane française dans leur cadre géologique. *Chronique de la Recherche Minière*, n° 518.

Mol J. H., Ramlal J.S., Lietar C. and Verloo M. 2001. Mercury contamination in Freshwater, Estuarine, and Marine Fishes in relation to Small-Scale Gold Mining in Suriname, South America. *Environmental Research Scition*. 86 : 183-197.

Muresan Paslaru B. 2006. Géochimie du mercure dans le continuum de la retenue de Petit-Saut et de l'estuaire du Sinnamary, Guyane française. Thèse de Doctorat - Université Bordeaux 1, n°3178, 265p.

Muresan B., Cossa D., Richard S. and Burban B. 2007. Mercury speciation and exchanges at the air–water interface of a tropical artificial reservoir, French Guiana. *Science of The Total Environment*. 385, 1-3, 132-145.

Pestana M.H.D., Lechler P., Formoso M.L.L., Miller J. 2000. Mercury in sediments from gold and copper exploitation areas in the Camaquã River Basin, Southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 13, 6, 537-547.

Piani R., Stefano Covelli and Harald Biester. 2005. Mercury contamination in Marano Lagoon (Northern Adriatic sea, Italy): Source identification by analyses of Hg phases. *Applied Geochemistry*, 20, 8, 1546-1559.

Planquette P., Keith P. and Le Bail P. Y., 1996. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Collection du Patrimoine Naturel, MNHN (Paris). 22 :429 p.

Quenel P., Salviuc P. et Godard E. 2007. Le mercure en Guyane : risque sanitaire et enjeux de santé publique. BASAG « Bulletin d'Alerte et de Surveillance Antilles Guyane » 7, 12p.

Ravichandran M., 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter - a review. *Chemosphere*, 55, 3, 319-331.

Ramírez Requelme M.E., Ramos J.F.F., Angélica R.S., Brabo E.S. 2003. Assessment of Hg-contamination in soils and stream sediments in the mineral district of Nambija, Ecuadorian Amazon (example of an impacted area affected by artisanal gold mining). *Applied Geochemistry*, 18, 3, 371-381.

Rapport CNRS programme « Mercure en Guyane » 2002. Région du Haut Maroni et lieux de référence Ecerex & Matecho : 82p.

Rémy S., P Prudent, C Hissler, J L Probst and G Kremp. 2003. Total mercury concentrations in an industrialized catchment, the Thur River basin (north-eastern France): geochemical background level and contamination factors. *Chemosphere*, 52, 3, 635-644.

Richard S. 1996. La mise en eau du barrage de Petit-Saut. Hydrochimie 1 - du fleuve Sinnamary avant la mise en eau, 2 - de la retenue pendant la mise en eau, 3 - du fleuve en aval. *Doctorat Thesis*, Aix - Marseille Univ I, 278p.

Rodrigues Filho S., Maddock J.E.L. 1997. Mercury pollution in two gold mining areas of the Brazilian Amazon. *Journal of Geochemical Exploration*, 58, 2-3, 231-240.

Roulet M., Lucotte M. 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, Soil pollution*, 80, 1079-1088.

Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Tran, S., Rhéault, I., Farella, N., De Jesus DA Silva, E., Dezencourt, J., Sousa Passos, C.J., Santos Soares, G., Guimaraes, J.R.D., Melger, D., Amorim, M., 1998. The geochemistry of Hg in central amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower tapajos river valley-, para state, Brazil. *Sci. Tot. Environ.* 223, 297-313.

Roulet M, Lucotte M., Canuel R., Farella N., Courcelles M., Guimarães J.R.D., Mergler D. and Amorim M. 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*, 165, 3-4, 243-266.

Roulet M., Maury-Brachet R. 2001. Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. In « Le mercure en Amazonie », Annexe 4 - IRD Editions (Paris), p.p. 204-271.

Roulet M., Guimarães J.R.D., Lucotte M. 2001. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain; effect of seasonal inundation. *Water, Air and Soil Pollution*, 128, 1-2, 41-60.

Rytuba J. J., 2000. Mercury mine drainage and processes that control its environmental impact. *The Science of The Total Environment*, 260, 1-3, 57-71.

Scott D.W. 1992. *Multivariate Density Estimation. Theory, Practice and Visualization*. New York: Wiley, 317 p.

Shi Jian-bo, Li-na Liang, Gui-bin Jiang, Xing-long Jin. 2005. The speciation and bioavailability of mercury in sediments of Haihe River, China. *Environment International*, 31, 3, 357-365.

Stoichev T., Amouroux D., Wasserman J.C., Point D., De Diego A., Bareille G., Donard O.F.X. 2004. Dynamics of mercury species in surface sediments of a macrotidal estuarine-coastal system (Adour River, Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 3, 511-521.

Telmer K., Costa M., Angélica Simões R., Aroujo E.S., Maurice Y. 2006. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: Ground- and space-based evidence. *J Environ. Manage.*, 81, 101-113.

Warner K.A., Bonzongo J.C.J., Roden E.E., Ward G.M., Green A.C., Chaubey I., Berry Lyons W., D Albrey Arrington. 2005. Effect of watershed parameters on mercury distribution in different environmental compartments in the Mobile Alabama River Basin, USA. *Science of The Total Environment, In Press, Corrected Proof*.

Weber J.H. 1988. Binding and transport of metals by humic materials. In Frimmel F.H., Christman R.F. (Eds): *Humic substances and their role in the environment*. John Wiley & Sons, New York, 165-178.

Weng Ph., Aulong S., Dolbeau X., Guillet J., Orru J.F., Saget M. 2006. Mise en oeuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau : District de la Guyane – Plan détaillé d'état des lieux. Rapport BRGM/RP-54630-FR., 143 p, 36 Fig., 38 tab.

Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH and Scheuhammer AM. 2002. Ecotoxicology of mercury. Hoffman J, Rattner BA, Burton GA, Cairns J, eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca-Raton : CRC Press. 16, 409-463.

Annexe 1

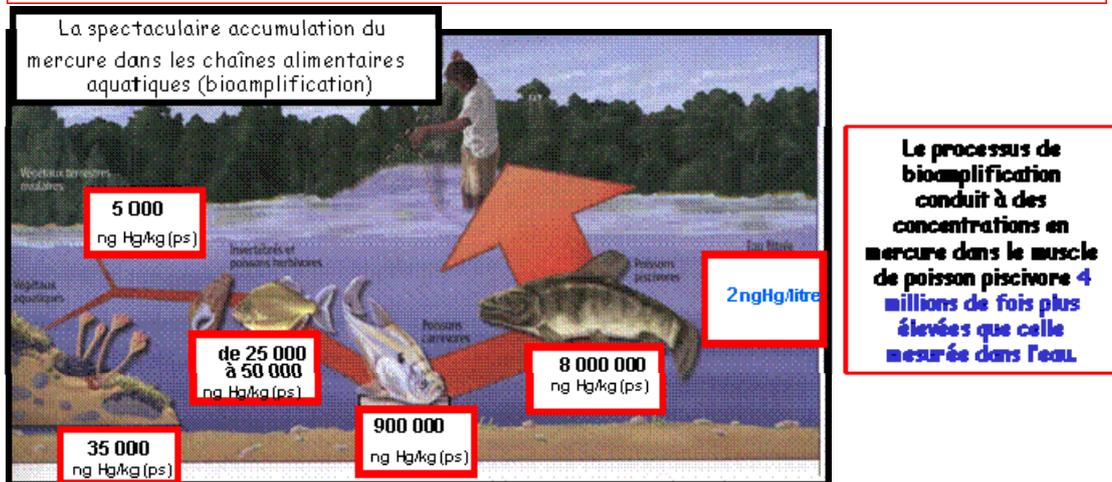
Protocole d'échantillonnage des muscles de poissons proposé dans le cadre du programme CNRS

LEESA / UMR CNRS 5805

1

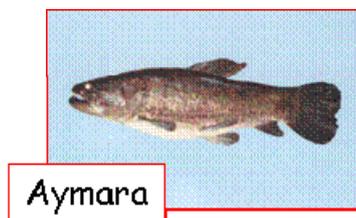
Programme "Mercure en Guyane - Phase II"
INVENTAIRE DES NIVEAUX DE CONTAMINATION PAR LE MERCURE
DES COURS D'EAU DE GUYANE A PARTIR DES POISSONS

Les poissons carnivores représentent d'excellents indicateurs des niveaux de contamination des cours-d'eau par le mercure, plus précisément de la forme organique du métal (méthylmercure). En effet, la bioamplification conduit à des concentrations très élevées dans le muscle des espèces situées en fin de chaînes alimentaires, concentrations qui peuvent être plusieurs millions de fois supérieures à celles mesurées dans l'eau. Ainsi, la consommation de ces espèces représente la voie privilégiée de contamination des populations humaines par le mercure.



L'objectif des recherches vise à collecter sur les principaux cours d'eau des échantillons d'aymaras (*Haplias aymara*), espèce carnivore, bien connue en Guyane et située au sommet des chaînes alimentaires aquatiques (indicateur de la bioamplification du méthylmercure).

La répartition du mercure au sein de toute la masse musculaire du poisson est homogène ; aussi, un échantillon de muscle de 3 X 3 cm sera suffisant pour déterminer la concentration en mercure du muscle de poisson.



Procédure de conservation des échantillons



Les échantillons de muscle (aymaras) sont conservés dans des flacons étanches remplis d'une solution diluée de formol (*à manipuler avec un minimum de précautions*), sans aucune contrainte par rapport à la température et au temps de stockage.
Les échantillons seront obligatoirement placés dans les flacons de stockage.

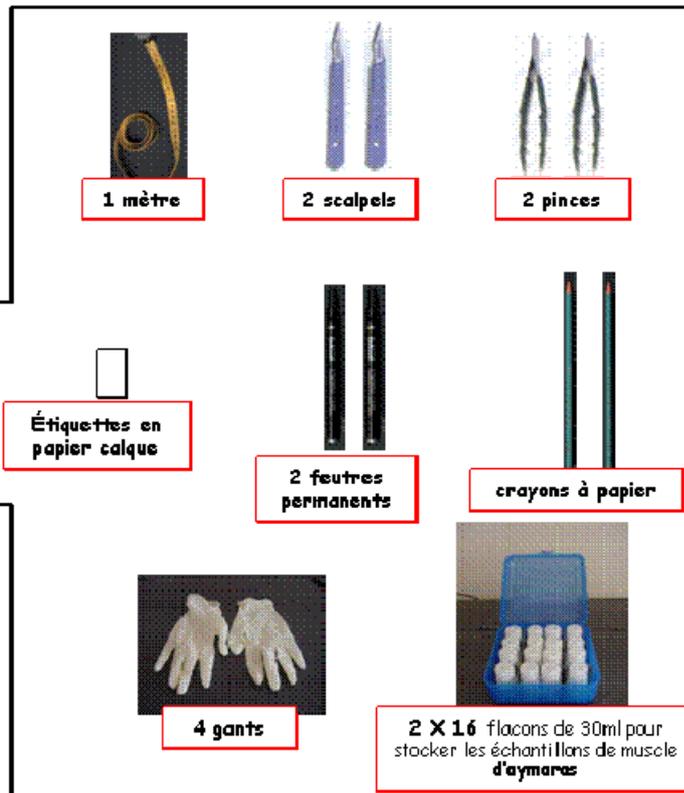
LEESA / UMR CNRS 5805

2

Contenu de la touque : matériel fourni pour chaque site afin de prélever et de stocker les échantillons de poissons, (morceaux de muscle dorsal pour les aymarás)



Un cahier est fourni dans chaque touque afin de noter l'ensemble des informations concernant les échantillons prélevés



Les flacons contiennent une solution formolée à 10% [pour 1 litre : 0.1 l de formol + 0.9 l d'eau]

Ce produit : « l'aldéhyde formique » est TOXIQUE par inhalation, par contact avec la peau, ou par ingestion. Il provoque des brûlures si contact, nettoyer abondamment avec de l'eau

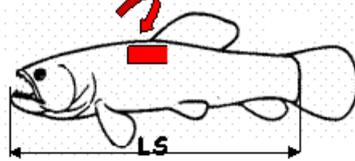
Prendre des précautions pour manipuler ce produit : mettre des gants, éviter de respirer le produit

LEESA / UMR CNRS 5805

3

Procédure pour la collecte des échantillons de muscle d'aymaras

1. Prélever un échantillon de muscle dorsal (3 cm de long environ)



Longueur standard (LS) : prendre que les aymaras qui ont une LS supérieure à 30 cm



Outils de dissection

2. Noter au crayon à papier sur le papier calque et sur l'étiquette autocollante

N° échantillon



Le lieu de capture

| | |
|------------------------|----------------|
| LEESA | échantillon N° |
| FLUVE | DATE |
| SITE | |
| Longueur standard (LS) | cm |



La date de capture



La longueur de l'aymara (LS)

3. Introduire dans le flacon, le papier calque et l'échantillon de muscle dorsal, coller l'étiquette sur le flacon



Stocker la boîte bleue dans la touque à grande ouverture

STOCKAGE DES FLAONS DANS LA BOITE BLEUE

4. Noter en parallèle les infos sur le cahier

5. Une procédure de récupération de la touque sera définie avec chaque responsable

Coordonnées des Correspondants :
 Alain BOUDOU - Régine MAURY-BRACHET
 LEESA place du Docteur Peyneau 33120 ARCACHON France
 tél. : 05 58 22 39 20 / fax : 05 58 54 93 83
 e-mail : r.maury-brachet@opoc.s-bordeaux.fr

Annexe 2

Analyses granulométriques

Vases (plus de 75% de particules fines < 63 µm)

| Echantillon | Répartition granulométrique en % | | | [Hg] en ppb | |
|-------------|----------------------------------|-----------|---------|-------------|-------|
| | > 200 µm | 63-200 µm | < 63 µm | < 63 µm | Total |
| OYA 275 | 0,0 | 0,1 | 99,9 | 90 | 90 |
| OYA 262 | 0,1 | 0,0 | 99,9 | 88 | 88 |
| OYA 898 | 0,3 | 0,4 | 99,3 | 359 | 383 |
| OYA 875 | 0,2 | 0,6 | 99,3 | 701 | 714 |
| OYA 260 | 0,8 | 1,0 | 98,2 | 78 | 79 |
| OYA 297 | 2,9 | 1,0 | 96,1 | 326 | 344 |
| MAR 581 | 2,3 | 3,6 | 94,1 | 371 | 453 |
| OYA 872 | 1,7 | 4,2 | 94,0 | 175 | 177 |
| MAR 967 | 0,6 | 5,9 | 93,5 | 188 | 188 |
| MANA 1022 | 0,3 | 6,5 | 93,2 | 467 | 472 |
| MAR 115 | 1,4 | 5,6 | 93,1 | 246 | 257 |
| MAR 986 | 0,9 | 8,4 | 90,7 | 244 | 269 |
| APP 1095 | 1,2 | 10,7 | 88,1 | 282 | 291 |
| COM 75 | 1,3 | 11,2 | 87,5 | 208 | 227 |
| OYA 294 | 6,3 | 7,0 | 86,7 | 165 | 181 |
| MAR 761 | 1,7 | 12,5 | 85,9 | 213 | 216 |
| MANA1306 | 0,3 | 14,1 | 85,6 | 247 | 236 |
| MAR 547 | 2,2 | 12,3 | 85,6 | 232 | 232 |
| OYA 290 | 5,6 | 9,2 | 85,2 | 109 | 126 |
| MAR 606 | 1,5 | 13,4 | 85,1 | 289 | 309 |
| MANA 1290 | 1,6 | 13,4 | 85,0 | 235 | 229 |
| MANA 1220 | 2,5 | 12,8 | 84,7 | 475 | 423 |
| MANA 1019 | 0,8 | 15,7 | 83,5 | 407 | 376 |
| MAR 1003 | 0,1 | 17,2 | 82,7 | 141 | 80 |
| APP 449 | 2,9 | 14,9 | 82,2 | 1360 | 1380 |
| APP 1093 | 2,8 | 15,4 | 81,8 | 204 | 190 |
| APP 1089 | 3,0 | 15,8 | 81,2 | 848 | 1018 |
| APP 411 | 2,2 | 16,7 | 81,1 | 1270 | 1156 |
| COM 83 | 2,8 | 16,3 | 80,9 | 253 | 293 |
| MAR 532 | 5,8 | 15,9 | 78,3 | 196 | 199 |
| APP 447 | 1,8 | 20,3 | 77,9 | 233 | 199 |
| COM 27 | 2,5 | 22,3 | 75,2 | 177 | 169 |

Vases sableuses (plus de 50% de particules fines < 63 µm)

| Echantillon | Répartition granulométrique en % | | | [Hg] en ppb | |
|-------------|----------------------------------|-----------|---------|-------------|-------|
| | > 200 µm | 63-200 µm | < 63 µm | < 63 µm | Total |
| COM 72 | 10,6 | 15,7 | 73,8 | 133 | 111 |
| MAR 566 | 1,6 | 26,1 | 72,2 | 28 | 25 |
| MAR 686 | 11,9 | 15,9 | 72,2 | 245 | 222 |
| OYA 882 | 6,2 | 22,3 | 71,5 | 266 | 206 |
| MAR 948 | 8,3 | 20,6 | 71,1 | 429 | 466 |
| MAR 582 | 4,2 | 26,1 | 69,7 | 648 | 548 |
| MANA 1230 | 3,6 | 26,8 | 69,6 | 231 | 191 |
| MAR 125 | 13,8 | 18,0 | 68,3 | 217 | 162 |
| MAR 700 | 7,5 | 26,5 | 66,0 | 327 | 335 |
| MAR 601 | 9,6 | 25,1 | 65,2 | 238 | 225 |
| MANA 1206 | 10,2 | 24,6 | 65,2 | 1420 | 1204 |
| MAR 508 | 2,8 | 32,2 | 65,0 | 115 | 88 |
| MANA 1258 | 12,7 | 22,7 | 64,6 | 548 | 451 |
| APP 391 | 10,4 | 25,4 | 64,2 | 200 | 158 |
| APP 1137 | 7,7 | 28,2 | 64,1 | 214 | 192 |
| MAR 696 | 18,3 | 19,5 | 62,3 | 586 | 501 |
| OYA 192 | 11,0 | 28,3 | 60,7 | 182 | 146 |
| MANA 1267 | 13,4 | 28,3 | 58,3 | 784 | 626 |
| APP 461 | 10,9 | 30,9 | 58,2 | 5450 | 11684 |
| OYA 881 | 3,1 | 39,5 | 57,3 | 301 | 269 |
| MAR 604 | 18,3 | 25,2 | 56,5 | 275 | 250 |
| APP 409 | 22,9 | 21,8 | 55,3 | 92 | 63 |
| MANA 1159 | 4,1 | 41,4 | 54,5 | 399 | 288 |
| APP 416 | 15,9 | 29,9 | 54,2 | 144 | 115 |
| OYA 888 | 5,3 | 40,8 | 53,9 | 197 | 152 |
| APP 1099 | 13,3 | 34,1 | 52,5 | 284 | 162 |
| MANA 1250 | 26,4 | 21,7 | 51,9 | 188 | 119 |
| OYA 786 | 10,5 | 38,6 | 50,9 | 200 | 163 |
| MAR 599 | 8,2 | 41,1 | 50,7 | 220 | 176 |
| MAR 697 | 25,6 | 24,0 | 50,4 | 518 | 426 |
| MAR 703 | 28,5 | 21,8 | 49,7 | 160 | 117 |

Vases sableuses (moins de 50% de particules fines < 63 µm)

| Echantillon | Répartition granulométrique en % | | | [Hg] en ppb | |
|-------------|----------------------------------|-----------|---------|-------------|-------|
| | > 200 µm | 63-200 µm | < 63 µm | < 63 µm | Total |
| MAR 590 | 26,3 | 24,6 | 49,1 | 215 | 133 |
| MAR 134 | 1,9 | 49,2 | 48,8 | 386 | 348 |
| MAR 656 | 34,1 | 17,2 | 48,7 | 223 | 144 |
| MANA 1041 | 28,6 | 23,2 | 48,3 | 388 | 221 |
| MAR 741 | 18,2 | 34,2 | 47,6 | 146 | 83 |
| MAR 710 | 26,8 | 25,7 | 47,5 | 216 | 196 |
| OYA 225 | 30,7 | 22,6 | 46,7 | 351 | 242 |
| OYA 227 | 13,4 | 40,2 | 46,4 | 200 | 147 |
| MAR 693 | 5,3 | 49,3 | 45,3 | 557 | 362 |
| OYA 188 | 29,6 | 25,2 | 45,2 | 210 | 137 |
| MAR 129 | 24,3 | 30,9 | 44,7 | 205 | 121 |
| MANA 1210 | 26,9 | 28,4 | 44,7 | 178 | 101 |
| OYA 894 | 23,6 | 32,8 | 43,6 | 179 | 92 |
| MAR 135 | 25,7 | 31,0 | 43,3 | 191 | 101 |
| MAR 654 | 32,0 | 27,0 | 41,0 | 167 | 89 |
| MANA1029 | 14,5 | 45,9 | 39,6 | 210 | 100 |
| OYA 193 | 21,4 | 39,7 | 38,9 | 195 | 123 |
| COM 34 | 36,7 | 24,8 | 38,6 | 166 | 81 |
| OYA 245 | 36,5 | 25,9 | 37,7 | 138 | 74 |
| MAR 722 | 35,3 | 27,9 | 36,8 | 169 | 85 |
| OYA 180 | 30,3 | 33,1 | 36,6 | 216 | 127 |
| COM 57 | 44,7 | 20,0 | 35,3 | 163 | 74 |
| MAR 964 | 11,6 | 53,3 | 35,1 | 141 | 80 |
| OYA 256 | 30,7 | 39,9 | 29,4 | 260 | 158 |
| MAR 755 | 58,3 | 14,1 | 27,6 | 171 | 67 |
| MAR 136 | 10,2 | 62,3 | 27,5 | 101 | 33 |
| MANA 1192 | 53,1 | 19,4 | 27,4 | 162 | 50 |
| APP 1133 | 37,8 | 36,6 | 25,6 | 390 | 123 |
| MAR 972 | 33,5 | 40,9 | 25,6 | 159 | 46 |

Sables vaseux

| Echantillon | Répartition granulométrique en % | | | [Hg] en ppb | |
|-------------|----------------------------------|-----------|---------|-------------|-------|
| | > 200 µm | 63-200 µm | < 63 µm | < 63 µm | Total |
| OYA 213 | 56,6 | 19,4 | 23,9 | 176 | 50 |
| MAR 744 | 49,8 | 27,2 | 23,1 | 153 | 47 |
| MAR 725 | 56,1 | 22,6 | 21,3 | 138 | 39 |
| MAR 747 | 58,5 | 21,5 | 20,0 | 194 | 50 |
| OYA 805 | 41,4 | 39,5 | 19,1 | 176 | 60 |
| OYA 907 | 39,9 | 41,1 | 19,0 | 135 | 35 |
| OAY 218 | 72,6 | 15,7 | 11,7 | 196 | 42 |



Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36 009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Service géologique régional Guyane
Domaine de Suzini – Route de Montabo
BP 552
97333 – Cayenne Cedex 2 - France
Tél. : 05 94 30 06 24