Institut de recherche
pour le développement

ACTION THEMATIQUE INTERDEPARTEMENTALE IRD – U2SIS

Usage des Sols et des Sédiments : Impacts Sanitaires

Exploitation aurifère dans la vallée du Rio Tipuani
Andes de Bolivie

Jean Loup GUYOT

UR 154 IRD – LMTG
38, rue des 36 ponts
F-31400 Toulouse
guyot@cict.fr

Lima, Pérou
le 31 mai 2003

ACTION THEMATIQUE INTERDEPARTEMENTALE IRD – U2SIS

Usage des Sols et des Sédiments : Impacts Sanitaires

SOMMAIRE

Introduction p. 2

Contexte scientifique général p. 2

Les chantiers sélectionnés p. 5

Les équipes IRD impliquées p. 5

La demande budgétaire globale p. 6

Projet 1 : Mobilité des métaux d'origine lithogénique dans les sols et les sédiments (Amazonie et Cerrados) : Incidence des activités anthropogéniques sur cette mobilité p. 7

Projet 2 : Biogéochimie et bioaccumulation du méthyle mercure : ses effets sur la santé dans la plaine du Rio Beni (Amazonie bolivienne) p. 17

Projet 3 : Effets de l'intensification agricole et de la qualité des eaux et des sédiments d'une retenue collinaire sur la santé des populations riveraines dans le nord de la Thaïlande p. 29

INTRODUCTION

Parmi les 4 projets d'Actions Thématiques Interdépartementales (ATI) retenus par l'IRD en février 2003, l'une des propositions (Usages des Sols et des Sédiments : Impacts Sanitaires) s'intéressait à l'impact sur la santé humaine de l'altération de la qualité des sols et des sédiments.

Au cours d'une première réunion de l'ATI organisée à Montpellier en avril 2003 (11 chercheurs issus de 6 UR et 2 US), un premier inventaire des propositions a été réalisé. L'essentiel des contributions concernaient :

i. l'impact des activités humaines, notamment minières et agricoles, sur le milieu physique : contamination des eaux, des sédiments et des sols, en éléments traces métalliques (ETM)

ii. le passage de cette contamination en ETM dans la chaîne trophique (plantes et poissons),

iii. puis, l'effet de cette pollution sur la santé humaine.

Après un nouvel appel à collaboration auprès des équipes IRD, 3 chantiers (Brésil, Bolivie et Thaïlande) ont finalement été sélectionnés. Ces projets, détaillés ci-après, regroupent 9 unités de recherche et de service de l'IRD (2 DME, 4 DRV et 3 DSS).

LE CONTEXTE SCIENTIFIQUE GENERAL

Peut-on vivre en santé dans un monde malade? Quelle sorte d'environnement allons-nous léguer à nos enfants? Quels sont les compromis réalistes entre les bénéfices à court terme apportés par l'exploitation des milieux naturels et les coûts à long terme pour l'environnement et la santé?

Dans les régions montagneuses des Andes, de l'Himalaya ou d'Éthiopie, des paysans pauvres arrachent au sol de quoi se nourrir et parfois un surplus pour vendre sur le marché. Leur mode d'exploitation conduit souvent à une dégradation des sols et parfois à un empoisonnement collectif par mauvaise utilisation des pesticides. En Amazonie, les familles défrichant leur lopin de terre arraché à la forêt libèrent un mercure emprisonné dans les sols depuis des centaines de milliers d'années. Au terme d'un long processus, ce mercure se retrouve sous une forme toxique dans leur corps et celui de leurs enfants. Dans les régions minières des Andes ou de l'Inde, l'activité minière fournit les indispensables emplois, mais parfois au prix d'une contamination toxique des sols et de l'alimentation des mineurs et de leurs familles.

Pour les artisans d'une vision globale, l'humain et ses aspirations, son univers culturel, social et économique sont au cœur de l'écosystème, au même titre que les paramètres biophysiques. Le vivant et le non vivant interagissent vers un équilibre dynamique qui, mieux maîtrisé, devrait assurer un développement durable des communautés humaines.

De Stockholm à Johannesburg

En 1972, pour la première fois, l'environnement s'inscrit à l'ordre du jour mondial à l'occasion de la Conférence des Nations unies sur l'environnement à Stockholm. C'est là que naît la notion d'éco-développement. En 1987, le rapport Brundtland lance la notion de développement durable, soit « un développement qui satisfait les besoins de la génération actuelle sans priver les générations futures de la possibilité de satisfaire leurs propres besoins ». On s'attarde au rôle des populations dans les modifications de leur environnement, mais il faut attendre encore cinq ans avant qu'on fasse le lien avec la santé humaine lors d'une grande conférence internationale. A Rio de Janeiro, en 1992, la Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement met de l'avant la notion de développement durable et précise la place des hommes et des femmes dans un tel développement : « Les êtres humains sont au centre des préoccupations relatives au développement durable ». Le Plan d'Action 21, adopté au Brésil à cette occasion par les gouvernements de 185 pays, reconnaît le lien

étroit entre la santé et l'environnement. Le Sommet mondial de Johannesburg, en août-septembre 2002, met beaucoup plus l'accent sur les aspects sociaux et économiques du développement durable. La santé est une des cinq priorités. L'organisation mondiale de la santé (OMS) a pris la responsabilité d'un plan d'action sur la santé et l'environnement. Ce plan d'action traite de plusieurs questions à la confluence de la santé, de l'environnement et du développement, dont la contamination de l'eau, la pollution de l'air et la gestion des produits toxiques.

Malgré quelques progrès, des facteurs environnementaux affectent encore dramatiquement la santé de nombreuses populations. Selon l'OMS, trois millions d'enfants meurent chaque année de causes liées à l'environnement et plus d'un million d'adultes succombent à des maladies ou à des blessures résultant de leurs conditions de travail. Dans ce contexte, impossible d'améliorer l'environnement sans inclure les humains, avec leurs préoccupations sociales, culturelles et économiques, dans la gestion des ressources. En effet, plus on tente de stabiliser un écosystème par des interventions externes, irrigation, drainage, fertilisants ou pesticides, plus on diminue le pouvoir intrinsèque de régénération de l'écosystème. Une gestion conjointe de l'activité humaine et de l'environnement s'impose, la gestion sectorielle ne suffit plus. Ce défi exige un rapprochement des disciplines pour l'étude de la relation « humain - environnement ».

D'après Jean Lebel – CRDI - Ottawa

Le rôle de l'activité minière et la contamination par les éléments traces métalliques - ETM

L'activité minière a généré des déchets qui contiennent des résidus de minerai et qui souvent, dans le cas d'anciennes mines, demeurent abandonnés aux abords de la mine. Les minerais métalliques sont principalement constitués de sulfures qui, tant qu'ils restent dans le sous-sol en milieu réducteur sont stables, mais qui lors de l'exploitation s'oxydent d'autant plus que le broyage est fin et permet à l'eau de circuler plus facilement (Nordstrom et Alpers, 1999). De plus, les réactions d'oxydation des sulfures sont généralement génératrices d'acide induisant, outre la baisse de pH des eaux de drainage, une augmentation drastique de la solubilité des éléments traces métalliques et de leur mobilité (Nordstrom et al., 2000). Les sites miniers peuvent ainsi devenir une des principales sources d'apport de métaux pour les cours d'eau avals dont les concentrations peuvent alors atteindre des niveaux supérieurs aux normes de potabilité (Amacher et al., 1995). D'autre part, en raison de la production de poussières lors de l'exploitation minière, les sols, dans le voisinage des carreaux de mine, présentent des teneurs en ETM supérieures au fond géochimique et facilement mobilisables (Ramos et al., 1994). Après la fin de l'exploitation, cette contamination peut perdurer par érosion éolienne des résidus abandonnés.

Depuis de nombreuses années, la protection de l'environnement est une préoccupation majeure à l'échelle mondiale. En effet, après des décennies de production de déchets incontrôlée, l'homme a pris conscience de l'intérêt vital qu'il a à préserver l'équilibre écologique du milieu dans lequel il vit. Dans ce cadre, les métaux lourds font partie des polluants les plus dangereux pour l'ensemble des organismes vivants (Norseth, 1994) et, en particulier, des végétaux (Foy et al., 1978). Les métaux lourds, lorsqu'ils sont en excès dans le milieu, peuvent être toxiques pour la plupart des organismes vivants : la faune et la flore aquatique, la microfaune et la microflore du sol, les végétaux et les animaux terrestres (Taylor et al., 1991 ; Giller et al., 1998).

Le cas du Mercure

Le mercure (Hg) est généralement considéré comme l'un des métaux les plus toxiques rencontrés dans l'environnement. Le Hg est unique parmi les métaux par ce qu'il est le seul métal liquide à la température ambiante et possède une pression de vapeur relativement élevée. La combinaison d'une pression de vapeur élevée et d'un long temps de séjour dans l'atmosphère du Hg est responsable de sa distribution globale (Jackson, 1997). Le Hg est un élément naturel ubiquitaire dans l'environnement que l'on trouve sous différentes espèces inorganiques et organiques dans les roches, les sols, l'eau, l'air et les cendres volcaniques à l'état d'ultra trace (10^{-9} à 10^{-12} g Hg/g). La transformation du Hg entre ses

différentes espèces et phases est contrôlée par une multitude de processus environnementaux dont des réactions photochimiques, des réactions d'oxydoréduction, des transformations bactériennes, et des fractionnements physiologiques. À cause de ses très nombreuses propriétés utiles, son importance économique dans l'industrie, les mines, la métallurgie, la médecine et les soins dentaires ont augmenté rapidement à partir de la révolution industrielle.

Les émissions de Hg dans l'environnement par les activités humaines sont du même ordre de grandeur que celles liées aux sources naturelles. Cependant, l'influence des activités humaines ne se limite pas aux émissions anthropiques de Hg. Ces activités peuvent aussi influencer le comportement du métal dans l'environnement et par conséquent son effet polluant. Par exemple, l'augmentation d'oxydant dans l'atmosphère peut augmenter l'oxydation du Hg élémentaire, et en conséquence sa déposition à la surface des sols, l'augmentation de l'acidité des pluies et des lacs peut augmenter la production méthylmercure (MeHg), la forme organique extrêmement toxique du Hg. Enfin, la mise en eau des réservoirs hydroélectriques peut favoriser également la méthylation Hg contenu dans les sols forestiers inondés mais aussi sa bioaccumulation. Le Hg n'est connu pour aucune fonction métabolique mais il est facilement accumulé par la plupart des organismes. La spéciation du Hg dans l'environnement affecte sa biodisponibilité et sa toxicité (Jonason et Boyle, 1972). Les principales voies d'exposition des populations humaines sont l'inhalation directe du Hg élémentaire (Hg0) et l'ingestion de nourriture contaminée par la forme organique de méthylmercure (MeHg). Les poissons sont généralement la principale source de MeHg alimentaire provenant de l'environnement pour les humains.

Références citées

Amacher M.C., Brown R.W., Sidle R.C., Kotuby-Amacher J. 1995. Effect of mine waste on element speciation in headwater streams - *in* Allen Huang, Baily Bowers (1995) - Metal speciation and contamination of soils - Lewis Publishers 275-30.9.Foy et al., 1978.

Foy, C. D., Chaney, R. L., and White, M. C., 1978. The physiology of metal toxicity in plants. Annals Review of Plant Physiology, 29, 511-566.

Giller, K. E., Witter, E., and McGrath, S. P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. Soil Biology and Biochemistry, 30(10-11), 1389-1414.

Jackson T.A. 1997. Long-range atmospheric transport of mercury to ecosystems, and the importance of antropogenic emissions-a critical review and evaluation of published evidence. Environmental Review 5: 99-120.

Jonason I.R., Boyle R.W. 1972. Geochemistry of mercury and origins of natural contamination of the environment. Can. Min. Metall. Bull. 65: 32-39.

Nordstrom D.K., Alpers C.N., Ptacek C.J., Blowes D. W. 2000. Negative pH and extremely acidic mine Waters from Iron Mountain, California. Environ. Sci. Technol., 2000,34, 254-258

Nordstrom D.K., Alpers C.N. 1999. Geochemistry of Acid Mine Waters. *In* The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, G.S Plumbee and M.J. Logsdon,eds., Rev. Econ. Geol. V.6A, pp. 133-160.

Norseth, T., 1994. Mersuring strategies for the nineties. Futhure nedds from the health point of view. Analyst, 119, 3-7.

Ramos L., Hernandez L.M., Gonzalez M.J. 1994. Sequential Fractionation of Copper, Lead, Cadmium and Zinc in Soils from or near Donana National Park. J. Environ. Qual. 23, 50-57.

Taylor, G. J., Stadt, K. J., and Dale, M. R. T., 1991. Modelling the phytotoxicity of aluminium, cadmium, copper, manganese, nickel and zinc using the Weibull frequency distribution. Canadian Journal of Botany, 69, 359-367.

LES CHANTIERS SELECTIONNES

Les 3 chantiers sélectionnés pour l'ATI U2SIS sont situés au Brésil (projet 1), en Bolivie (projet 2), en Thaïlande (projet 3).

Le projet 1 s'intéresse principalement à la dynamique des éléments traces métalliques (ETM) dans les sols de 2 types d'écosystèmes très largement repartis au Brésil : le « Cerrado » (chantier Paracatú) et la foret amazonienne (chantier Curuaí). Sur les deux chantiers il s'agit de déterminer les teneurs "naturelles" en ETM, leur origine (héritage minéralogique dans le cas des sols du Cerrado, apport par les sédiments du bassin dans le cas des sols périodiquement inondés de la várzea de Curuaí), et leur biodisponibilité pour l'agriculture. Le chantier amazonien de ce projet (Curuaí) concerne plus particulièrement le cycle biogéochimique du mercure.

Le projet 2 est lui spécifiquement centré sur la contamination des eaux, des sédiments, puis de la chaîne trophique jusqu'à l'homme, par le mercure. Il concerne un chantier (Beni) situé à l'amont bolivien du bassin amazonien, où les sources de contamination proviennent de l'intense exploitation aurifère. C'est au niveau des zones inondées, que le mercure se transforme en méthyl-mercure toxique, bioassimilé et bioamplifié des plantes vers les poissons, puis l'homme. Une dynamique forte de coopération régionale est attendue avec le projet 1 (chantier Curuaí) représentant le pôle aval des zones inondées amazoniennes.

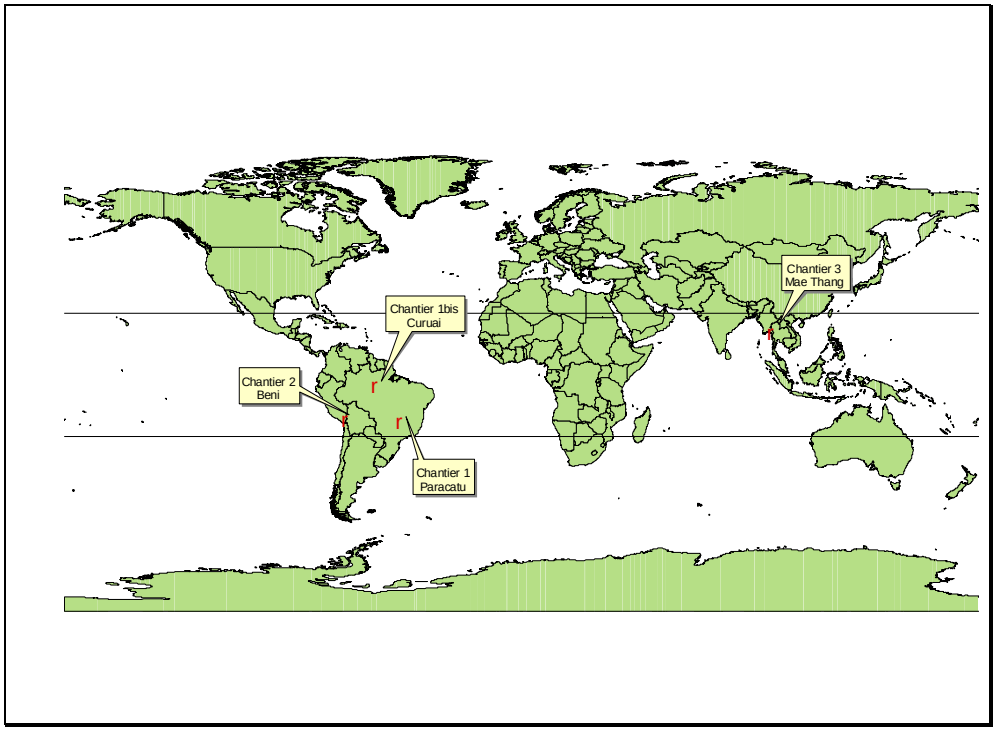
Le projet 3 s'intéresse à l'impact des pratiques agricoles sur la qualité des eaux et des sédiments d'un lac de Barrage (Mae Thang), et leur effet sur la santé des populations riveraines. Deux axes ont été définis :

- l'impact du changement d'usage des sols (déforestation, mise en place de cultures de rente, nouvelles pratiques culturales liées à l'usage d'herbicides et de pesticides) sur la contamination des sols et des eaux dans la bassin versant de la Mae Thang.
- l'impact de la construction d'un lac artificiel sur la redistribution des vecteurs des maladies endémiques (dengue hémorragique et leptospirose) et sur le changement d'habitude alimentaire des populations (consommation de poissons entraînant des infections de type opisthorchiase),

LES EQUIPES IRD IMPLIQUEES

	DME	**DRV**	**DSS**
Chantier 1 (Brésil)	UR 154 US 018	**UR 137**	A définir
Chantier 2 (Bolivie)	**UR 154**	UR 081 UR 131	UR 024
Chantier 3 (Thaïlande)	UR 154	**UR 049**	UR 034 UR 091

En gras, unité d'appartenance du responsable de chantier



Localisation des chantiers de l'ATI U2SIS

LA DEMANDE BUDGETAIRE GLOBALE

Les demandes budgétaires des projets sont détaillées en fin de chacun des dossiers ci-après. Un budget de 6 000 € annuel est demandé pour organiser annuellement une réunion des équipes participantes à cette ATI, afin de créer une synergie entre les différents projets.

	Année 1	**Année 2**	**Année 3**
Animation ATI U2SIS	*(6 000)*	6 000	6 000
Chantier 1 (Brésil)	24 000	24 000	24 000
Chantier 2 (Bolivie)	41 450	38 350	38 450
Chantier 3 (Thaïlande)	24 500	24 500	24 500
Total	***(95 950)*** **89 950**	**92 850**	**92 950**

La première dotation de 10 000 € a permis de rembourser les frais de voyage des participants à la réunion de Montpellier. Le solde actuel de 6 500 € est donc disponible pour l'organisation de la première réunion de l'ATI qui pourrait être organisée à Brasilia (Brésil) par le projet 1.

Mobilité des métaux d'origine lithogénique dans les sols et les sédiments (Amazonie et Cerrados) – Incidence des activités anthropogéniques sur cette mobilité

ETAT DES CONNAISSANCES

Depuis de nombreuses années, la protection de l'environnement est une préoccupation majeure à l'échelle mondiale. En effet, après des décennies de production de déchets incontrôlée, l'homme a pris conscience de l'intérêt vital qu'il a à préserver l'équilibre écologique du milieu dans lequel il vit. Dans ce cadre, les métaux lourds font partie des polluants les plus dangereux pour l'ensemble des organismes vivants (Norseth, 1994) et, en particulier, des végétaux (Foy et al., 1978). Les métaux lourds, lorsqu'ils sont en excès dans le milieu, peuvent être toxiques pour la plupart des organismes vivants : la faune et la flore aquatique, la microfaune et la microflore du sol, les végétaux et les animaux terrestres (Taylor et al., 1991 ; Giller et al., 1998).

Des teneurs importantes en métaux lourds peuvent apparaître dans les sols à la suite de la pollution de l'environnement résultant de l'activité humaine ; la plupart des études réalisées sur les métaux sont effectivement associées à ce type de pollutions. Cependant, il apparaît nécessaire de bien connaître l'importance des teneurs naturelles en métaux, c'est à dire le "fond géochimique" défini comme la part de ces éléments avant les apports d'origine anthropique (Baize, 2001 ; Bruand, 2002). La première source naturelle de certains métaux dans les sols est la présence de ces éléments dans les minéraux de la roche mère. Au cours des processus de formation, d'altération et d'évolution des sols, ces structures cristallines sont altérées et les éléments mineurs, en l'occurrence les métaux associés, sont libérés; ils deviennent donc disponibles et peuvent participer à certains processus géochimiques et biologiques de transformation des sols. La seconde source naturelle est constituée par les apports atmosphériques sur de longues périodes. Diverses études conduisent à penser que les métaux d'origine géochimique (pédogénèse) peuvent parfois être très biodisponibles (Becquer et al., 1995 ; Boudou and Ribeyre, 1997 ; Echevarria et al., 1998), de même que les métaux d'origine anthropique ne sont pas obligatoirement hautement biodisponibles (Buatier et al., 2001).

Les teneurs totales en métaux lourds sont utilisées dans de nombreux pays pour évaluer la pollution des sols (Sheppard et al., 1992). Cependant, elles sont insuffisantes pour fournir des informations correctes permettant d'estimer les quantités d'éléments métalliques absorbées par les plantes et pour prédire le transfert de ces métaux dans la chaîne alimentaire (Morel, 1997). En effet, la biodisponibilité des métaux lourds dans les sols varie fortement en fonction des conditions environnementales, i.e. du pH, du potentiel d'oxydo-réduction, de la teneur en matière organique, de la nature des constituants minéraux, de la capacité d'échange des cations et de la spéciation de ces métaux, etc. (Filipinski and Grupe, 1990). La biodisponibilité est donc fonction à la fois de la nature chimique des métaux présents dans le sol et du fonctionnement du sol où ils se trouvent. En conséquence, la biodisponibilité des métaux lourds est différente suivant les sols et son influence sur l'activité des organismes varie en fonction de cette biodisponibilité. La connaissance des formes solides et en solution de ces éléments est donc essentielle à la compréhension de leur mobilité dans les sols (Becquer et al., 2003). De cette mobilité dépendra leur disponibilité pour les organismes vivant dans le sol, pour les plantes cultivées ainsi que pour les organismes aquatiques présents dans le bassin de drainage (lacs et rivières) de ces sols. La solution du sol, interface entre sol et biosphère, joue un rôle majeur dans la toxicité des éléments métalliques. Pour les plantes et les micro-organismes, les "ions libres" dans la solution du sol sont considérés comme les responsables majeurs de la toxicité des métaux (Sauvé et al., 1997, 1998).

PROBLEMATIQUE

Une des problématiques environnementales majeures de la qualité des sols et des eaux concerne la présence de métaux dans ces compartiments et surtout leur biodisponibilité. Certains peuvent présenter des risques de toxicité pour les plantes et les animaux tant dans les milieux terrestres que dans les milieux aquatiques. Leur toxicité est dépendante de leur biodisponibilité, cette dernière étant largement influencée par l'origine lithogénique ou anthropique de ces métaux.

De nombreuses activités humaines en cours de développement dans différentes régions brésiliennes (Amazonie et Cerrado) telles que la déforestation, diverses pratiques agricoles (brûlis, amendements et usages de fertilisants) peuvent modifier le cycle biogéochimique de ces métaux lourds. La phase organo-minérale des sols ou des sédiments peut se comporter soit comme une source (altération des minéraux primaires) soit comme un puits (sorption...) de métaux. Ces deux mécanismes peuvent intervenir de façon différentielle dans l'espace (en fonction notamment de la répartition des sols dans le paysage), dans le temps (en fonction des variations des conditions de milieux, telles que les périodes d'engorgement ou d'inondation temporaire) et en fonction des usages des milieux (milieux naturels ou milieux soumis à divers usages anthropiques). Une abondante littérature, tant internationale que brésilienne, s'intéresse au devenir des métaux dans les milieux terrestres et aquatiques. Généralement, les contaminations métalliques sont attribuées aux rejets directs ou indirects de ces éléments au cours des activités humaines (Nriagu et al., 1992 ; Pfeiffer et al., 1993 ; Maurice-Bourgoin et al., 1999 et 2000), par contre, la contribution des apports naturels de ces métaux d'origine lithologique a été assez peu étudiée (Grimaldi et al., 2001 ; Quantin et al., 2001 ; Becquer et al.,2002 ; Elbaz-Poulichet et al., 1999 ; Maurice-Bourgoin et al., 2002), bien qu'elle puisse être un facteur important pour expliquer la présence de métaux biodisponibles dans les milieux.

Dans le Cerrado, notamment dans la région du "Planalto Central", des minéralisations associées à diverses roches sont présentes. Des études géochimiques ont été entreprises il y a de nombreuses années en vue de l'exploitation minière de ces ressources minérales (e.g. Dardenne, 1979). Par contre, l'extension de la contamination de l'environnement par ces métaux à la suite des processus d'altération géochimique ou de l'érosion et leur impact sur la productivité et la qualité des cultures est pratiquement inconnue. Par ailleurs, une bonne connaissance du fond pédogéochimique est nécessaire pour évaluer les effets, directs (comme source de métaux) ou indirects (par la modification des conditions édaphiques du milieu), d'apports exogènes de produits contenant des métaux (roches broyées issues de mines utilisées comme amendements calcaires ou fertilisants, engrais, boues de stations d'épuration et composts urbains), dont l'utilisation va croissante. En Amazonie, la problématique spécifique liée aux émissions et relargage de mercure a été relativement bien étudiée mais de nombreuses questions restent encore posée sur le rôle des facteurs naturels (plaines d'inondation, sols inondés et exondés, géomorphologie) dans sa mobilité ainsi qu'au niveau de sa biodisponibilité (Maurice-Bourgoin, 2001 ; Maurice-Bourgoin et al., 2002a, Roulet et al., 2001).

OBJECTIFS

Notre projet a pour objectif d'étudier les cycles bio-géochimiques des ETM (éléments trace métalliques) dans le système eau/sol/plantes, dans des milieux naturels et faiblement anthropisés (zones minéralisées en Zn, Pb, Cd des Cerrados ; zones d'inondations du fleuve Amazone), et d'en tirer des applications relatives aux rôles de ces zones dans la dynamique géochimique des systèmes naturels ainsi qu'à la préservation de la biodiversité à travers une meilleure connaissance de la biodisponibilité de ces éléments.

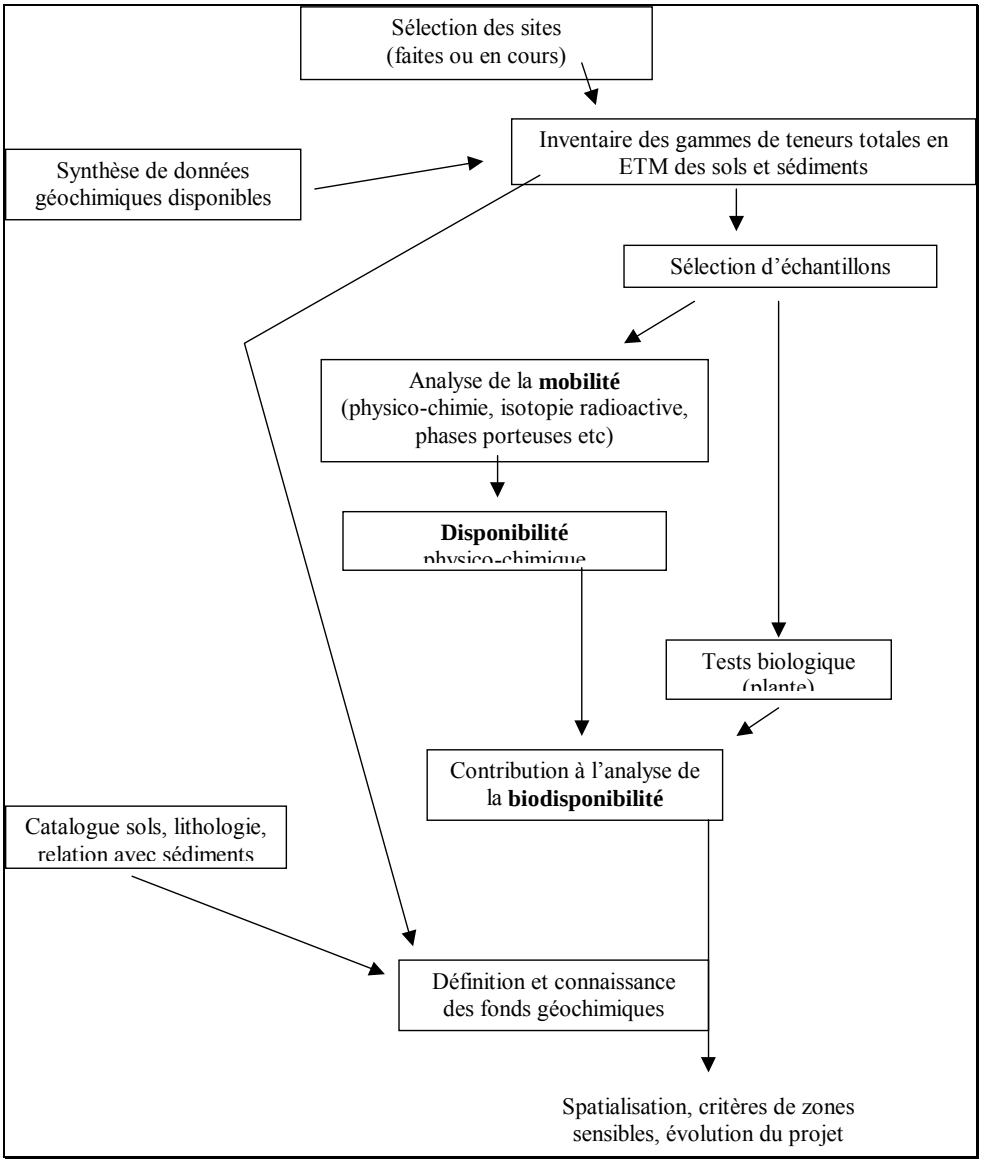
Les objectifs spécifiques du projet consistent :

- à réaliser une synthèse des données pédologiques et géochimiques, à petites et moyennes échelles, à partir de fonds de données existantes (proposition de l'établissement d'atlas pédogéochimiques de régions sensibles, cartes de contraintes, documents synthétiques cernant l'extension potentielle de certaines espèces végétales...)

- à caractériser les relations qui existent entre l'organisation des couvertures pédologiques et la dynamique des ETM; la phase organo-minérale en tant que source et puits d'ETM sera particulièrement étudiée ;
- à étudier, au niveau de la particule ou de l'agrégat de sol ou de sédiment, la mobilité et la biodisponibilité de certains éléments traces par l'étude des propriétés d'échange de ces objets ;
- à évaluer l'incidence des variations saisonnières des conditions édaphiques sur les processus de mobilisation / immobilisation des ETM (les sols / sédiments affectés périodiquement par des excès d'eau, notamment dans les várzeas en Amazonie, seront particulièrement étudiées) ;
- à évaluer l'incidence des métaux présents dans les sols et les sédiments sur la croissance de plantes cultivées ou endémiques et sur la biodiversité de la macrofaune.

Sur le plan de la coopération internationale, ce projet vise :

- à développer avec nos partenaires brésiliens des méthodologies spécifiques aux compartiments étudiés, et
- à développer de nouvelles collaborations entre les partenaires brésiliens (instituts de recherche et universités) sur cette problématique.

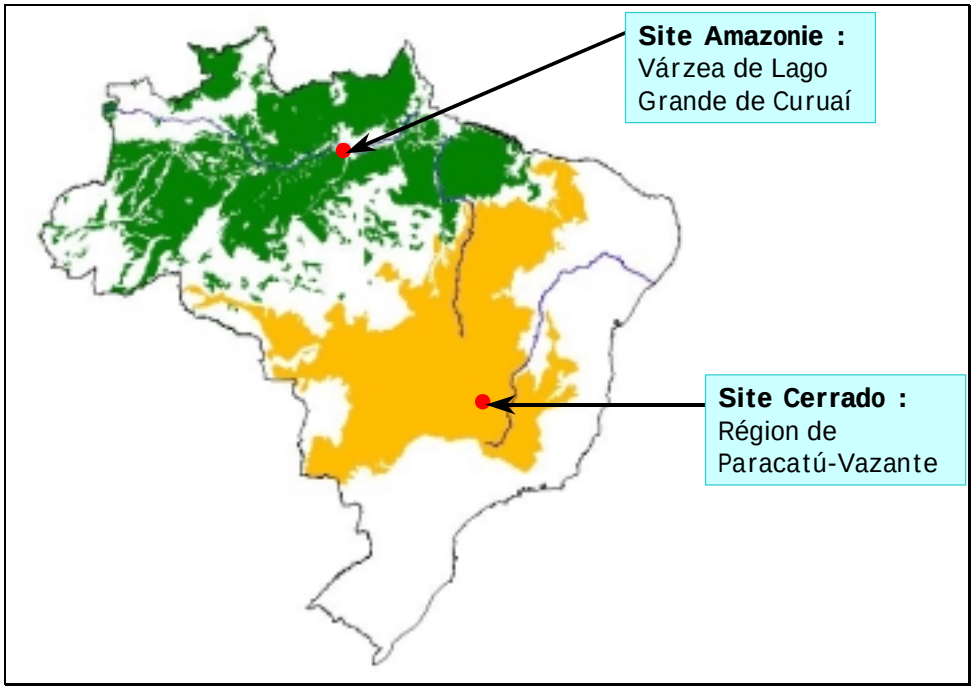


Démarche générale

METHODOLOGIE

L'intérêt scientifique portera sur les ETM suivants : Cd, Cu, Hg, Mn, Pb, Zn ainsi que sur les éléments majeurs (Fe, Al, Si) et la matière organique associée (COT, COD, COP).

Les compartiments étudiés seront : les sols (inondés temporairement et exondés), les sédiments et les eaux ; parmi ces dernières, seront distinguées les eaux de pluie, les eaux de nappe, les eaux libres des lacs et du fleuve, et les eaux interstitielles des sols et des sédiments. Dans chacun des grands sites, seront sélectionnés des sous-systèmes représentatifs des différents milieux d'étude.

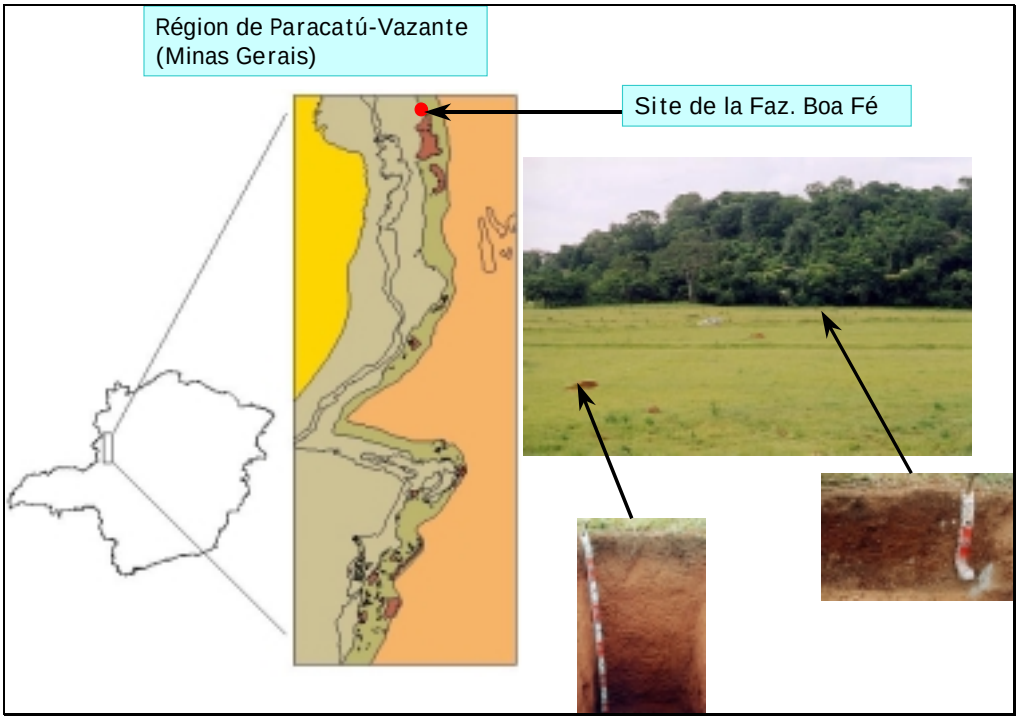


Localisation des deux sites étudiés au Brésil

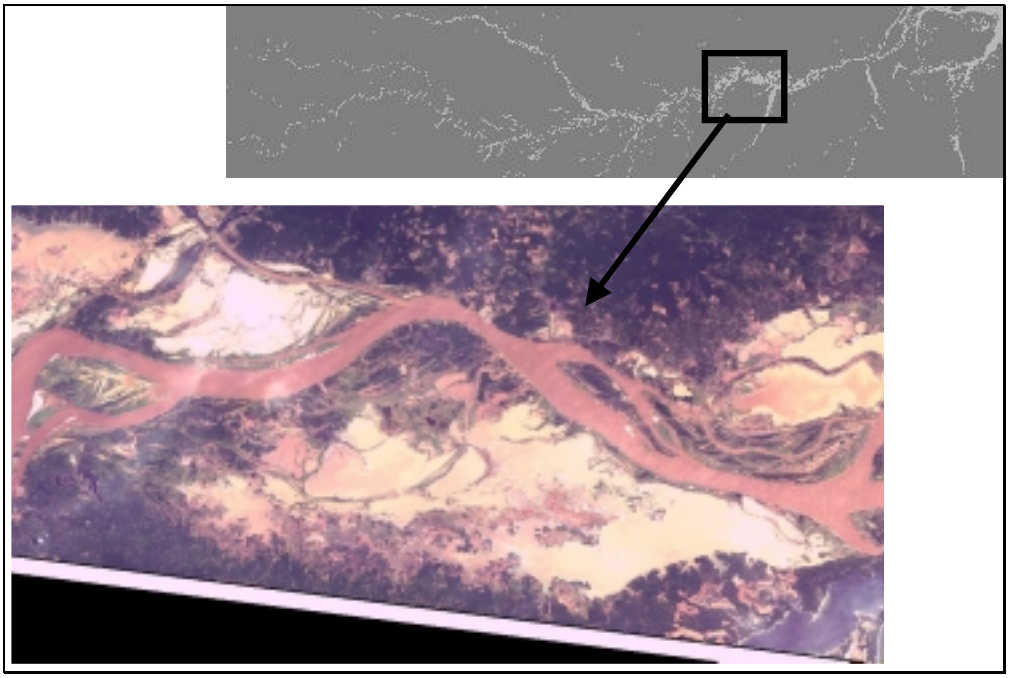
Deux sites d'étude sont prévus dans cette action de recherche :

1. Région du Cerrado à proximité de Paracatu – Vazante (Minas Gerais, Brésil) sur des calcaires dolomitiques minéralisés en Cd, Pb et Zn. Des études pédologiques et géochimiques sont en cours de développement dans le cadre de l'UMR 137 depuis 2002. Ces massifs calcaires, couverts de végétation naturelle, sont généralement environnés par des formations sédimentaires sur lesquelles se sont développés des Ferralsols, qui sont actuellement couvert par des cultures (pâturages, cultures annuelles). Ces zones correspondent donc à un bon modèle d'étude de l'impact des métaux sur les cultures.

2. Bassin Amazonien : la « Várzea de Lago Grande de Curuaí », située en rive droite du fleuve Amazone, à proximité d'Óbidos, à 900 km de l'embouchure. Cette zone pilote fait l'objet depuis 1999, dans le cadre de l'UR 154 LMTG-HYBAM, d'un suivi hydrologique, sédimentologique et géochimique permettant d'étudier les dynamiques correspondantes. Une des spécificités de cette várzea est de regrouper les différents types d'eaux caractéristiques du bassin amazonien (eaux noires, blanches et claires), de présenter des sols sous forêts, des sols nus (pâturages), exondés et temporairement inondés.



Localisation et vue générale du site de Paracatú-Vazante



Localisation la várzea de Curuaí en Amazonie brésilienne

✓ Synthèse des données pédo-géochimiques existantes

Le projet prévoit de constituer un catalogue informatisé, sous forme de banque de connaissances, qui regroupera des caractéristiques des sols et leurs principaux horizons. L'analyse des critères de spatialisation des contraintes vis à vis du thème éléments traces se fera avec des interfaces sur un SIG. Le regroupement des données suit une sélection qui distingue les matériaux parentaux des sols, les horizons pédogénétiques, et utilise la classification des sols. En effet dans la phase de synthèse et de

tentatives critiques de spatialisation des données il faudra tenir compte des cartographies des sols existantes qui sont toutes basées sur la taxonomie brésilienne. En plus des données analytiques collationnées, la confrontation dans le SIG des cartographies pédologiques et géologiques devrait aider à cerner les « provinces » géochimiques.

Les données existantes proviennent des notices de cartes, rapports internes, pro-parte d'un catalogue informatisé de données analytiques de profils de sols, d'articles scientifiques et de thèses. Les aspects plus techniques des approches SIG et base de connaissance sont illustrés sur le site de l'unité IRD Valpédo (www.valpedo.mpl.ird.fr).

✓ Sélection et caractérisation pédologique des sites d'étude

Sites du Cerrado : des sols avec un gradient de stress chimique seront recherchées. Les sites sélectionnées devront présenter des caractéristiques pédologiques similaires (mêmes teneurs en matière organique, mêmes teneurs et natures des argiles). Cette sélection, associant prospections de terrain et examens des informations disponibles (cartes, images satellites, bases de données analytiques…) conduira à choisir des sites d'études potentiels pour lesquels il conviendra de préciser le niveau de contamination en métaux avant d'opérer une sélection définitive.

Plaine d'inondation de l'Amazone : de manière à étudier le rôle des caractéristiques pédologiques et des conditions environnementales sur la mobilité des ETM, 4 sites pilote dans la várzea de Curuaí seront étudiés : 1) des sols très altérés (sables, type formation Alter do Chão), 2) des sols sous forêt, riches en matière organique, soumis à des cycles réguliers d'inondations, 3) des oxisols/ultisols caractéristiques du bassin amazonien et situés dans un sous-bassin caractérisé par un lac d'inondation sous influence permanente de l'Amazone, et 4) des oxisols dont le lac d'inondation est isolé plusieurs mois par an du fleuve.

Des toposéquences seront réalisées dans chacun des sites afin d'étudier l'influence de leur altération et des conditions d'inondation sur les capacités de remobilisation des ETM par ces différents types de sols. Cette description sera complétée par des analyses physiques, chimiques et minéralogiques.

✓ Caractérisation de la mobilité et de la biodisponibilité des métaux

Les divers sols de l'étude seront caractérisés par leurs teneurs totales, après dissolution acide, ou disponibles par la détermination des fractions échangeables (après extraction avec des sels tels que KCl ou CaCl2) ou complexé aux matières organiques (extraction DTPA pour les métaux), ainsi que par des approches analytiques récentes telle que les cinétiques d'échanges isotopiques (CEI). Dans le cas des métaux, la caractérisation des phases porteuses sera réalisée à la fois grâce à des analyses chimiques à partir de méthodes d'extraction séquentielle sélectives (analyses totales, oxy-hydroxydes de Fe et d'Al, oxydes de Mn…), des analyses minéralogiques (DRX) et des analyses couplant des observations en microscopie électronique à transmission (MET) et des analyses avec une microsonde ionique (EDXS).

✓ Caractérisation de la spéciation des métaux dans les sols et les solutions du sol

Les teneurs en métaux libres dans les solutions du sol seront déterminées en associant des méthodes analytiques à l'utilisation de modèles géochimiques de spéciation. La technique de la "membrane de Donnan", qui a été développée récemment (Cancès et al., 2003) sera testée sur ces sols. Les MOD seront caractérisées et leur réactivité vis-à-vis des métaux sera étudiée en laboratoire, après légère purification, par titration acido-basique, permettant d'identifier les proportions des deux grands types de sites de complexation (i.e. carboxylique et phénolique), et par titration en présence des métaux cibles avec un suivi de la spéciation des métaux par le dispositif adapté.

✓ Incidence de la biodisponibilité des métaux sur la croissance des plantes cultivées et sur l'activité de la macrofaune du sol

Des essais en serre seront réalisés sur une plante modèle susceptible d'extraire les métaux [le choix des espèces reste encore à définir en fonction des contraintes expérimentales et des objectifs agronomiques

de l'EMBRAPA Cerrados] avec des sols et des sédiments présentant des niveaux de contamination métallique variables. La croissance des plantes et les teneurs en métaux de la matière sèche sera suivie au niveau des parties aériennes et des racines. Ces résultats seront comparés aux résultats obtenus par des tests physico-chimiques (extractions chimiques, CEI).

Les peuplements de macro-invertébrés du sol (d'une taille moyenne supérieure à 2 mm) seront échantillonnés par la méthode standard TSBF. Les individus récoltés sont séparés au niveau de l'espèce ou, plus fréquemment, des "morphotypes", espèces distinguées suivant des critères taxonomiques simplifiés, sous le contrôle d'un spécialiste. Dans le cas où des vers de terre seront trouvés, des dosages des teneurs en métaux seront réalisés au niveau des tissus de l'animal ainsi que sur les contenus digestifs des animaux. Ces bio-indicateurs seront également comparés aux résultats des études physico-chimiques précédentes.

STRATEGIE

✓ Analyse des données existantes

Cette phase devrait se dérouler dans le cadre des activités de l'US 018 Valpédo. L'inventaire des données disponibles et la première phase de leur traitement devront être faits avec un étudiant brésilien. Par contre, cette opération reste dépendante de subsides (bourse et déplacement en France) qui ne sont actuellement pas assurés.

✓ Collecte des données

Des campagnes de prélèvements de sols, sédiments et eaux sont prévues ; au nombre de 4 au minimum dans la várzea de manière à pouvoir couvrir les différentes époques hydrologiques (étiage, montée de crue, maximum, décrue) et diverses campagnes de caractérisation du milieu ainsi que des collectes ponctuelles de solutions du sol seront réalisées sur le site du Cerrado, en fonction des épisodes pluvieux, au cours de la saison des pluies (novembre - avril).

✓ Analyses en laboratoire

Les éléments majeurs ainsi que le Cu et le Mn (dans les sols et sédiments), seront analysés par ICP-AES aux laboratoires de l'EMBRAPA-Cerrados et de l'Université de Brasilia (UnB, LAGEQ, Laboratoire de Géochimie) ; une intercalibration est prévue entre ces 2 laboratoires brésiliens.

Les autres ETM seront dosés par ICP-MS et le Hg par AFS. Les analyses par ICP-MS seront réalisées en intercalibration avec le LAGEQ et l'UR 154 LMTG (CNRS-IRD-UPS, Toulouse). Le Hg (dissous, particulaire et sous sa forme méthylée) sera analysé au laboratoire GEOTOP de l'UQAM, Université du Québec à Montréal.

La matière organique sera analysée à l'IRD-Bondy (COD) et au Canada (COP).

EQUIPES DE RECHERCHE

✓ Unités IRD concernées :

- DRV – UR 137 — Thierry BECQUER (Responsable du projet), Brasília, Brésil
- DME – US 018 — Michel BROSSARD, Montpellier, France
- DME – UR 154 — Laurence MAURICE-BOURGOIN, Brasília, Brésil
- DSS — des collaborations seront développées au cours du projet.

✓ Autres organismes associés :

- ANA - Agence Nationale de l'Eau, Brasilia, Brésil

- EMBRAPA - Entreprise brésilienne de recherches agro-pastorales, Centre EMBRAPA Cerrados, Planaltina, Brésil
- UnB - Université de Brasília, Institut de Géosciences, Brasília, Brésil
- UFV - Université de Viçosa, Département des Sols, Viçosa, Brésil
- IBAMA, Institut Brésilien de l'Environnement, Brasília, Brésil
- CENA/USP - Université de São Paulo, Piracicaba, Brésil

RÉFÉRENCES

Baize, D. and Sterckeman, T., 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. The Science of the Total Environment, 264: 127-139.

Becquer T., Bourdon E. et Pétard J., 1995 - Disponibilité du nickel le long d'une toposéquence de sols développés sur roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. C. R. Acad. Sci. Paris, t. 321, Série IIa, 585-592.

Becquer T., Quantin C., Sicot M. and, Boudot J.P., 2003. Chromium availability in ultramafic soils from New Caledonia. The Science of the Total Environment, 301 (1-3), 251-261.

Becquer T., Rigault F. et Jaffré T., 2002. Nickel bioavailability assessed by ion exchange resin in the field. Communications in Soil Sciences and Plant Analysis, 33 (3-4), 439-450.

Boudou A. and Ribeyre F., 1997.Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to the cellular and molecular levels. Environ. Health Persp., Ann. Rev. Environ. Sci., 105:21-35.

Bruand, A., 2002. Concentration and mobility of lithogenic trace metals in soils: significance and anthropogenic lateral redistributions. Comptes Rendus Geoscience, 334: 581-582.

Buatier, M.D., Sobanska, S. and Elsass, F., 2001. TEM-EDX investigation on Zn- and Pb-contaminated soils. Applied Geochemistry, 16: 1165-1177.

Cancès, B., Ponthieu, M., Castrec-Rouelle, M., Aubry, E. and Benedetti, M.F., 2003. Metal ions speciation in a soil and its solution: experimental data and model results. Geoderma, 113, 341-355.

Dardenne M., 1979. Les minéralisations de plomb, zinc, fluor du proterozoïque supérieur dans le Brésil central. Thèse de Doctorat d'Etat - Université Paris VI.

Echevarria, G., Morel, J.L., Fardeau, J.C. and Leclerc-Cessac, E., 1998. Assessment of phytoavailability of nickel in soils. J. Environ. Qual., 27: 1064-1070.

Elbaz-Poulichet F., Seyler P., Maurice-Bourgoin L., Guyot J.L., Dupuy C. 1999. Trace element geochemistry in the upper Amazon drainage basin (Bolivia). Chemical Geology, 157 : 319-334.

Filipinski, M., and Grupe, M., 1990. Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. Z. Pflanzenernähr Bodenkd, 153, 69-73.

Foy, C. D., Chaney, R. L., and White, M. C., 1978. The physiology of metal toxicity in plants. Annals Review of Plant Physiology, 29, 511-566.

Giller, K. E., Witter, E., and McGrath, S. P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. Soil Biology and Biochemistry, 30(10-11), 1389-1414.

Grimaldi M., Gaudet J.-P., Grimaldi C., Mélières M.-A., Spadini L., 2001 – I-Sources, stocks et transferts de mercure dans les sols et sédiments. *In* : Programme Mercure en Guyane. Rapport final, première partie : région de Saint-Elie et retenue de Petit Saut. CNRS-PEVS (Ed.), 4-16.

Maurice-Bourgoin L. and Quiroga I., 2002a. Total mercury distribution and importance of the biomagnification process in rivers of the Bolivian Amazon. *In*: The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands (McClain M., Ed.), IAHS Special Publication no. 6, pp. 49-66.

Maurice-Bourgoin L., 2001. Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien – Transfert du mercure des sols aux milieux aquatiques – Spéciation, transport et sédimentation dans les rivières et plaines d'inondation. *In* : Le mercure en Amazonie : Rôle de l'homme et de l'environnement, (Carmouze J.P., Lucotte M. and Boudou A., Eds.) IRD Publications (Expertise Collégiale), pp :167-201.

Maurice-Bourgoin L., Aalto R. and Guyot J.L., 2002b. Sediment-Associated Mercury Distribution within a Major Amazon Tributary: Century-Scale Contamination History and Importance of the flood plain

accumulation, *in* "The structure, Function and management Implications of Fluvial Sedimentary systems" (Dyer F., Thoms M.C. and Olley J.M., Eds), IAHS Publ. No 276,161-168.

Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Chincherros J. and 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: 73-86.

Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Guyot J.L. and Malm O., 1999. Mercury pollution in the upper Beni River basin, Bolivia. Ambio, Vol. 28(4): 302-306.

Morel, J. L., 1997. Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. *In* "Soil Ecotoxicology" (J. Tarradellas, G. Bitton and D. Rossel, eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, New York, London, Tokyo, pp. 141-178.

Norseth, T., 1994. Mersuring strategies for the nineties. Futhure nedds from the health point of view. Analyst, 119, 3-7.

Nriagu, J.O., Pfeiffer, W.C., Malm, O., Souza, C.M.M. and Mierle, G. (1992) Mercury pollution in Brazil. Nature (London), 356-389.

Pfeiffer, W.C., Lacerda, L.D., Salomons, W. and Malm, O. (1993) Environmental fate of mercury from gold-mining in the Brazilian Amazon. Environ. Rev. 1, 26-37.

Quantin C., Becquer T. et Berthelin J., 2002. Mn-oxide: a major source of easily mobilisable Co and Ni under reducing conditions in Ferralsols from New Caledonia. C. R. Geoscience 334, 273-278.

Quantin C., Becquer T., Rouiller J. H. et Berthelin J., 2001. Oxide weathering and trace metal release by bacterial reduction in a New Caledonia Ferralsol. Biogeochemistry, 53(3), 323-340.

Quantin C., Becquer T., Rouiller J.H. et Berthelin J., 2002 Redistribution of metals in a New Caledonia Ferralsol after microbial weathering. Soil Science Society of America Journal, 66, 1797-1804.

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): 41-61.

Sauvé, S., Dumestre, A., McBride, M. and Hendershot, W., 1998. Derivation of soil quality criteria using predicted chemical speciation of Pb^{2+} and Cu^{2+}. Environmental Toxicology and Chemistry, 17(8): 1481-1489.

Sauvé, S., McBride, M.B. and Hendershot, W.H., 1997. Speciation of lead in contaminated soils. Environmental Pollution, 98(2): 149-155.

Sheppard, S. C., Gaudet, C., Cheppard, M. I., Cureton, P. M., and Wong, M. P., 1992. The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils, a review of the science. Canadian Journal of Soil Science, 72, 359-394.

Taylor, G. J., Stadt, K. J., and Dale, M. R. T., 1991. Modelling the phytotoxicity of aluminium, cadmium, copper, manganese, nickel and zinc using the Weibull frequency distribution. Canadian Journal of Botany, 69, 359-367.

PLAN PREVISIONNEL DES ACTIONS ET DU FINANCEMENT DEMANDE (EN EUROS)

Objectifs	Méthodologie	2003	2004	2005
Actions en partenariat avec le Brésil: Développement des méthodologies spécifiques et de nouvelles collaborations	- Formation de techniciens - Application des méthodologies aux conditions environnementales et de laboratoire - Intercalibration de laboratoires français et brésiliens - Valorisation des résultats (participation à congrès, publications, etc...)	1000	1000 2000	1000 4000
Synthèse des données pédologiques et géochimiques, à petites et moyennes échelles, à partir de fonds de données existantes		7000	4000	4000
Etude de l'organisation des couvertures pédologiques et de la géomorphologie des plaines d'inondation dans la dynamique des ETM et leur transfert entre les sols, les eaux et les sédiments	- Campagnes de terrain - Choix de sites représentatifs des processus à étudier - Analyses minéralogiques, et géochimiques, des sols et des sédiments - Caractérisation géochimique fine des différents types d'eaux étudiées : eaux de pluies, eaux interstitielles, eaux de surface et eaux de nappe - Spéciations solide, liquide et colloïdale par analyses séquentielles sur les échantillons de sols et d'eaux	3000 2000 3000 1000	3000 2000 3000 1000	2000 4000 2000
Etude de la mobililé et la biodisponibilité de certains éléments traces, au niveau de la particule ou de l'agrégat de sol ou de sédiment, par l'étude des propriétés d'échange de ces objets	- Caractérisation de la biodisponibilité par des tests physico-chimiques - Caractérisation de la biodisponibilité par cinétiques d'échanges isotopiques (CEI)	2000 1000	2000 2000	2000 2000
Etude de l'incidence des variations saisonnières des conditions édaphiques sur les processus de mobilisation / immobilisation des ETM	- Suivi temporel (prélèvements aux cours des grands épisodes climatiques) distribution spatiale (transects longitudinaux) - Etude par images optiques et radar de la dynamique hydrologique et sédimentaire de la varzea de Curuai et de la reconnaissance spatiale des types de milieux (sols/végétation) du cerrado	2000	1000	
Incidence de la biodisponibilité des métaux sur la croissnce des plantes cultivée et sur l'activité de la macrofaune du sol	- Essai en serre : étude de la biodisponibilité des métaux pour les plantes - Etude de la diversité de la macrofaune et de la biodisponibilité des métaux pour les vers de terre	2000	2000 1000	2000 1000
TOTAL		**24000**	**24000**	**24000**

Biogéochimie et bioaccumulation du méthyle mercure : ses effets sur la santé dans la plaine du Rio Beni (Amazonie bolivienne)

PROBLEMATIQUE

Le problème de la contamination par le mercure (Hg) des écosystèmes aquatiques du bassin amazonien est une préoccupation croissante et légitime. Les études récentes montrent que les sols de cette région constituent une réserve naturelle importante de ce métal (Roulet et al., 1998, 1999a, 2000a). Par ailleurs les sources anthropiques sont le résultat de l'exploitation aurifère dans tout le bassin. Cette activité génère des émissions importantes de mercure dans les écosystèmes aquatiques et dans l'atmosphère (Pfeiffer et al., 1993). En Bolivie, le bassin de la rivière Béni représente un important gisement d'or alluvial en exploitation. Actuellement, plusieurs exploitations d'or ont lieu dans le bassin de la zone andine de la Cordillère Royale, dans les Yungas et dans le piedmont (Maurice-Bourgoin, 2001). Les gisements d'or sont généralement exploités par des coopératives minières qui travaillent de manière artisanale. Les mineurs utilisent le Hg pour amalgamer l'or dans le processus de purification. Dans ce processus 5 à 30 % du Hg utilisé est rejeté directement sur les berges et dans les rivières, 50 à 60% est émis dans l'atmosphère durant le brûlage de l'amalgame et le reste est récupéré par les mineurs. Le mercure peu normalement être récupéré à presque 100% en utilisant des cornues, mais elles sont très rarement utilisées (Maurice-Bourgoin, 2001). Les travaux récents sur le Béni montrent que les valeurs maximales de Hg dans les eaux ne se rencontrent pas nécessairement dans les rivières exploitées pour la recherche de l'or (Maurice-Bourgoin et al., 2000 ; Maurice-Bourgoin, 2001). Les régimes hydrologiques, la forte érosion et le transport très important de charges solides dans ces rivières expliquent ces observations. Durant l'époque des pluies, les particules en suspension plus ou moins chargées en Hg sont transportées à travers tout le bassin, des têtes andines jusqu'à la plaine amazonienne ou le Hg peut finalement être déposé par sédimentation.

L'impact réel des mines d'or ou des autres activités anthropiques (érosion agricole, déboisement) sur la contamination au Hg ne peut pas complètement être évalué sans comprendre les processus de spéciation du Hg élémentaire (Hg^0) et ionique (Hg^{2+}) et sa transformation en Hg organique sous la forme de methyl-mercure MeHg (CH_3Hg^+). Le MeHg est la forme la plus toxique et bioaccumulable du Hg. Dans les poissons le Hg se retrouve à 90-100% sous la forme de MeHg (Bloom, 1992). La consommation de poissons est la source principale d'intoxication des humains au MeHg. La méthylation du Hg est principalement associée à l'activité des bactéries sulfato-réductrices (SRB) dans les sédiments et au niveau des racines des plantes aquatiques. La biodisponibilité du Hg2+ et l'affiliation phylogénétique des SRB sont des paramètres importants qui contrôlent la formation de MeHg (Benoit et al., 1999 ; King et al., 2000 ; Guimaraes et al., 1998). Généralement, les taux de méthylation observés dans l'environnement sont liés à l'abondance et à l'activité sulfato-réductrices des SRB. La recherche des sites méthylateurs en Amazonie brésilienne a permis de mettre en évidence que l'arrivée de l'eau sur les sols de la plaine inondable et le développement du réseau de racines adventices des macrophytes augmentent grandement la production du MeHg dans les milieux aquatiques (Guimarães et al., 2000; Roulet et al. 2000b, 2001).

Le lien entre la production du MeHg dans l'environnement et l'exposition au MeHg des populations humaines résulte des processus de bioaccumulation dans les organismes aquatiques et de bioamplification le long des réseaux trophiques. Le MeHg produit est plus ou moins disponible selon les groupes alimentaires et les environnements aquatiques. Les processus de bioaccumulation dans les premiers maillons trophiques sont inconnus en Amazonie (Roulet & Maury-Brachet, 2001). De nombreuses études suggèrent des concentrations élevées de MeHg (dépassant les normes de l'OMS de 500 ng/g de poids humide dans les filets de poisson) chez les espèces carnivores et piscivores suite au processus de bioamplification. Cette situation se retrouve dans des milieux sans activité d'orpaillage. En fait aucune étude n'a permis de comparer la contamination au MeHg dans des populations ou

communautés de poissons d'une rivière à l'autre ou d'un environnement à l'autre en fonction des conditions du milieu et des facteurs biologiques de ces populations ou communautés (Roulet & Maury-Brachet, 2001). Il est urgent de remédier à cette situation qui empêche de mesurer l'impact réel des facteurs géochimiques ou anthropiques sur l'exposition des populations humaines s'alimentant régulièrement de poissons.

Les recherches sur les effets de l'exposition au MeHg en Amazonie indiquent que malgré l'absence de signes cliniques, les niveaux d'exposition au MeHg rencontrés chez les populations riveraines altèrent de manière précoce le fonctionnement du système nerveux, et en particulier le système moteur, visuel et sensoriel (Lebel et al., 1996,1998 ; Grandjean et al., 1999 ; Dolbec et al., 2000). Ces travaux indiquent que les effets du MeHg apparaissent avant que les symptômes d'intoxication se manifestent. Dans les communautés riveraines qui vivent déjà en présence de nombreuses maladies tropicales diarrhées, malaria, fièvre jaune, hépatite et parasitoses diverses, la neurotoxicité du Hg peut apparaître comme un obstacle supplémentaire aux efforts d'amélioration des conditions sanitaires. Le MeHg a la propriété de pouvoir passer à travers le placenta, les fœtus ne sont donc pas à l'abri de l'exposition maternelle au MeHg. Les niveaux de MeHg chez les bébés sont en général comparables à ceux de leur mère. Cependant, les effets sur les fœtus et les nouveaux nés peuvent avoir des effets plus graves car la barrière hemato-encéphalique est toujours en formation et le transport du MeHg au cerveau s'en trouve facilité. Dans ce cas, les effets sur le système nerveux peuvent être irréversibles et devenir un handicap pour le développement mental et moteur des enfants (Grandjean et al., 1999).

Les résultats préliminaires sur l'exposition humaine au MeHg dans la région de Rurrenabaque démontrent que les populations les plus affectées sont les populations en aval, qui vivent de la pêche et plus particulièrement la communauté amérindienne Essejas (Maurice-Bourgoin, 2001). Les Essejas sont une population initialement nomade qui est maintenant sédentarisée et dont l'activité principale est la pêche. L'exposition dans cette communauté, mesurée par la concentration du Hg dans les cheveux (moyenne de 9 $\mu g.g^{-1}$), est similaire à celle rencontrée dans les communautés de l'Amazonie brésilienne qui présentent des signes précoces de l'exposition au MeHg. L'exposition semble plus importante chez les nouveaux nés et les enfants que chez les adultes. Jusqu'ici, il n'y a pas eu d'étude sur les effets sur la santé de cette exposition dans le bassin du Béni.

OBJECTIFS

L'objectif général du projet est de déterminer les facteurs environnementaux et biologiques qui contrôlent la production, le comportement et la bioaccumulation du MeHg et ses effets sur la santé humaine des communautés riveraines de la rivière Béni. Le projet s'attachera à mieux comprendre le cycle biogéochimique du MeHg dans le bassin versant et ses effets sur la santé dans les plaines d'inondation de la région de Rurrenabaque grâce à une approche pluridisciplinaire (géochimie, hydrologie, hydrobiologie, biologie moléculaire, microbiologie, nutrition, sciences de la santé). Cette approche devrait aboutir à la mise en place d'une prévention adaptée à l'exposition au MeHg de ces populations amazoniennes isolées.

Les objectifs spécifiques du projet sont triples :

- comprendre les processus de transformation du Hg en MeHg,
- évaluer la bioaccumulation et la bioamplification dans les organismes aquatiques, et
- mettre en évidence les effets toxiques du MeHg sur la santé des populations riveraines.

✓ Comportement du Hg et transformation en MeHg dans les plaines du Béni, région de Rurrenabaque

Cet objectif permettra d'élucider une partie fondamentale mais jusqu'à présent totalement méconnue du cycle biogéochimique du Hg en milieu amazonien. Dans les plaines d'inondation amazoniennes, l'inondation saisonnière provoque des changements importants des conditions environnementales au cours du cycle annuel qui ont des conséquences sur la géochimie, l'hydrologie et la biologie de ces écosystèmes particuliers. Les travaux prévus permettront de suivre l'effet de l'inondation sur la production et le comportement du MeHg selon trois actions :

- **Variation temporelle de la spéciation et de la complexation du mercure dans les sédiments, les sols inondés et les racines des macrophytes**. A faible concentration de Hg^{2+} dissous, comme il est observé dans les environnements aquatiques amazoniens, la charge des complexes du Hg avec les anions ou des formes complexées par la matière organique dissoute (COD) contrôlent sa biodisponibilité pour les bactéries. La raison principale est que l'absorption par les bactéries se réalise par diffusion, or les complexes de petites tailles apolaires traversent plus facilement les membranes biologiques que les autres formes (Barkay et al., 1997; Benoit et al., 1999, 2001a,b). L'objectif sera dans un premier temps de déterminer la partition entre les surfaces solides et la fraction dissoute en fonction du pH, du Eh et de la qualité organo-minérale des solides (minéralogie, matière organique, oxy-hydroxydes métalliques). Dans un deuxième temps, la fraction dissoute du Hg (eaux interstitielles, interfaces eau-sédiment et eau-périphyton) sera évaluée et modélisée en fonction de la présence des principaux ligands en solution pouvant complexer le Hg^{2+} (Cl^-, OH^-, S^{2-}, COD). L'effet de la complexation sur la biodisponibilité sera évalué par la présence du MeHg dans la fraction dissoute.
- **Facteurs environnementaux et biologiques contrôlant la production de méthylmercure**. Il s'agira de vérifier à l'aide d'incubations en présence de traceurs radioactifs que l'activité de méthylation ($^{203}Hg^{2+}$) est directement couplée à la sulfato-réduction ($^{35}S0_4^{2-}$) pendant l'inondation et dans les différents compartiments de l'environnement décrits précédemment. L'effet de l'inondation sur le déclenchement de la méthylation et l'importance de ces processus pourront ainsi être suivis en fonction de la présence de sulfate et de la biodisponibilité du Hg^{2+}. Parallèlement, il est envisagé de déterminer et identifier les populations de SRB effectivement responsables de l'activité de méthylation au cours du cycle saisonnier. Seules de rares études ont cherché à déterminer ou identifier les populations de SRB responsables de l'activité de méthylation dans les sédiments (Devereux et al., 1996 ; King et al., 2000). Or les SRB sont un groupe de micro-organismes largement diversifié au niveau physiologique et phylogénétique, et les techniques actuelles ont montré que les SRB sont bien plus fréquentes et abondantes qu'on le supposait. L'utilisation de techniques moléculaires spécifiques (extraction et amplification de l´ADN ribosomal, sonde d'oligonucléotides visant les molécules d'ARN 16s des ribosomes) permettra d'aborder les rôles relatifs des espèces ou groupes de SRB dans la méthylation. En laboratoire, l'isolation et la culture des principaux groupes méthylateurs permettront d'évaluer les taux de méthylation spécifiques par rapport à l'activité de sulfato-réduction, la densité de population et l'utilisation de différents substrats organiques (acétate, lactate...).
- **Rôle des plaines dans les flux de méthylmercure dans les rivières amazoniennes**. Les plaines d'inondation sont une mosaïque de zones libres d'eau, de forêts inondables et de prairies de macrophytes. Il s'agira donc de vérifier dans quelle mesure les processus biogéochimiques qui ont lieu dans les différents environnements des plaines influencent-ils la présence et le comportement du MeHg dans les rivières qui les traversent. Cet objectif sera réalisé à deux échelles : sur un lac et sa plaine environnante et sur toute la plaine d'inondation en mesurant l'entrée (Rurrenabaque) et sa sortie (amont de Riberalta). Les mesures saisonnières des concentrations du Hg et du MeHg (dissous et particulaire) seront accompagnées de mesures des débits et de la charge solide en différents points.

✓ Bioaccumulation et bioamplification du MeHg : importance des flux d'énergie chez les organismes aquatiques

Le Hg est bioaccumulé par les organismes vivants et il est généralement observé une augmentation préférentielle des concentrations de sa forme organique (le méthylmercure : MeHg) en fonction des niveaux trophiques (bioamplification). Cela signifie que les prédateurs présentent des concentrations supérieures à celles de leurs proies qui elles même présentent des concentrations supérieures à celles du phytoplancton ou de l'épiphyton. Cette bioamplification d'un niveau trophique à l'autre (par exemple : des invertébrés aux poissons) a été démontrée dans de nombreuses études en milieu aquatique (Jackson, 1991 ; Meili, 1991; Cabana et al., 1994). Le facteur de bioamplification du MeHg

est assez régulier : de l'ordre de 3 entre les différents niveaux trophiques d'une même chaîne (Meili, 1991, Tremblay et al., 1996). Les muscles des poissons contiennent généralement entre 90 et 100 % de MeHg par rapport au Hg total (rapport MeHg/Hg-total) (Bloom, 1992). Contrairement aux poissons, les invertébrés présentent une augmentation du pourcentage de MeHg par rapport au Hg total en fonction des niveaux trophiques (Tremblay et al., 1996) : 30-45 % chez les détritivores, 35-50 % chez les détritivores-brouteurs, 65-70% chez les brouteurs-prédateurs et 75-95 % chez les prédateurs. Dans un site donné et pour une même espèce, ce rapport reste relativement stable au cours du temps. Les comportements alimentaires et le type de nourriture assimilée déterminent l'accumulation corporelle du MeHg. Le temps de séjour du MeHg dans les organismes est suffisamment long pour que l'incorporation aux tissus (principalement associé aux protéines) permettent d'intégrer le régime alimentaire d'un organisme dans le temps. De nombreux travaux ont ainsi utilisé les isotopes stables de l'azote, le $\delta^{15}N$ ($^{15}N/^{14}N$), pour comprendre la bioamplification du MeHg dans les chaînes trophiques, mettant en évidence une relation linéaire entre les deux paramètres (Cabana et Rasmussen, 1994 ; Cabana et al, 1994 ; Grimard, 1996 ; Bowles et al., 2001 ; Sampaio et al., 2002). Comme les isotopes stables du carbone se fractionnent très peu dans les organismes, il est généralement observé un enrichissement de moins de 1‰ du $\delta^{13}C$ ($^{13}C/^{12}C$) par niveau trophique (Peterson et Fry, 1987). Grâce à ce faible fractionnement, les valeurs des isotopes stables du carbone dans les organismes reflètent la moyenne du d 13C de leur nourriture. On peut ainsi identifier la source de la matière organique des producteurs secondaires d'un réseau trophique par rapport aux différents producteurs primaires du milieu s'ils ont des valeurs de d 13C distinctes. Le $\delta^{13}C$ et le $\delta^{15}N$ peuvent donc être utilisés pour suivre les origines de la matière organiques et les niveaux trophiques des chaînes alimentaires des différents milieux.

Pour cet objectif deux actions sont prévues :

- **Incorporation du Hg et MeHg dans les premiers maillons trophiques** : zooplancton, et invertébrés dans les plaines du Beni. Il est proposé d'identifier les sources de la matière organique des réseaux trophiques d'invertébrés aquatiques à l'aide des isotopes stables de l'azote et du carbone. Le but étant de comprendre d'où vient l'énergie et le MeHg en début des chaînes trophiques. Les $\delta^{13}C$ devraient permettre de déterminer si les signatures dans les tissus des principaux groupes d'invertébrés proviennent des feuilles et litières de la forêt inondée, des feuilles et litière de la savane inondée, du phytoplancton ou de l'épiphyton. L'identification des niveaux trophiques et de la structure des chaînes trophiques sera appliquée aux groupes d'invertébrés rencontrés dans les différents milieux. Il sera ainsi vérifié si les niveaux trophiques identifiés par le $\delta^{15}N$ dans différents milieux sont les mêmes ou au contraire s'ils indiquent une structure différente des chaînes trophiques. Le $\delta^{15}N$ permettra de suivre et de comparer la bioaccumulation du Hg et MeHg chez les mêmes espèces dans les différents milieux étudiés.
- **Bioaccumulation et bioamplification du MeHg chez les poissons** de l'Amazonie Bolivienne. Jusqu'ici, l'interprétation de la contamination au Hg des poissons amazoniens n'est pas satisfaisante car elle ne repose pas sur des données normalisées. Cette action propose de déterminer les modèles de bioaccumulation du Hg et MeHg chez sept espèces de poissons en fonction des paramètres biologiques (taille, âge, maturité sexuelle) et écologiques (milieux de vie, alimentation, migrations). L'accumulation dans une espèce sera aussi reliée à sa structuration génétique. Une espèce structurée en "populations génétiques" pourra ainsi être différenciée par des haplotypes. Les sources de la matière organique et les niveaux trophiques seront suivis par l'utilisation des isotopes stables comme pour les invertébrés afin de permettre d'affiner les modèles. Ces modèles pourront être ensuite utilisés pour comprendre et comparer les contaminations entre différents sites. Ils permettront donc de mieux interpréter la contamination au MeHg des écosystèmes. Différentes populations migrantes et sédentaires de poissons seront donc suivies sur les rios Béni, Mamoré, Madre de Dios et Itenez. Les espèces indicatrices choisies sont des espèces commerciales que l'on retrouve dans tout le bassin amazonien. Pygocentrus naterreri (Piranha rouge), Cichla conf. monoculus (Tucunaré), Hoplias malabaricus (Benton), Plagioscion squamosissimus (Corvina) sont des espèces sédentaires qui permettrons de comparer différents lacs des plaines d'inondation en fonction

de leurs caractéristiques biogéochimiques. Les espèces migrantes Pseudoplatystoma fasciatum (Surubí), Colossoma macropomum (Pacú), Piaractus brachypomus (Tambaquí) permettront de comparer les différents bassins versants entre eux.

✓ Importance de l'état de santé et de nutrition dans l'expression de la contamination par le MeHg des populations exposées

Les populations des pays en développement sont exposées simultanément à de multiples agressions, ce fait doit être pris en compte par les politiques de prévention. Il est cependant de plus en plus évident que les risques environnementaux pour la santé se développent rapidement dans ces pays, hors de tout contrôle et de toute connaissance. Les études épidémiologiques en santé environnementale n'en sont qu'à leur début dans les pays en voie de développement or ces problèmes constituent probablement le prochain grand défi des décennies à venir.

Le MeHg est considéré comme une neurotoxine très dangereuse. Il traverse facilement les barrières placentaires et hemato-méningées et va altérer le fonctionnement des neurones, provoquant des troubles graves du développement du système nerveux chez les nourrissons. On a pu montrer par des enquêtes faites en Amazonie, que des anomalies neurologiques existaient au stade sub-clinique pour des niveaux de contamination relativement bas. En plus de son action neurologique, le mercure est également toxique pour les reins et le système immunitaire. Ces effets sont moins connus mais auraient des conséquences négatives sur la régulation de la pression artérielle et la résistance aux infections. L'enjeu est important pour la santé car le problème posé n'est pas de détecter un intoxication aiguë et massive (comme pour les accidents de Minamata ou en Irak) mais de dépister précocement les effets d'une exposition chronique à dose faible. En effet, les dysfonctionnements neurologiques rencontrés chez des enfants en croissance posent la question du devenir de leurs apprentissages et de leur socialisation.

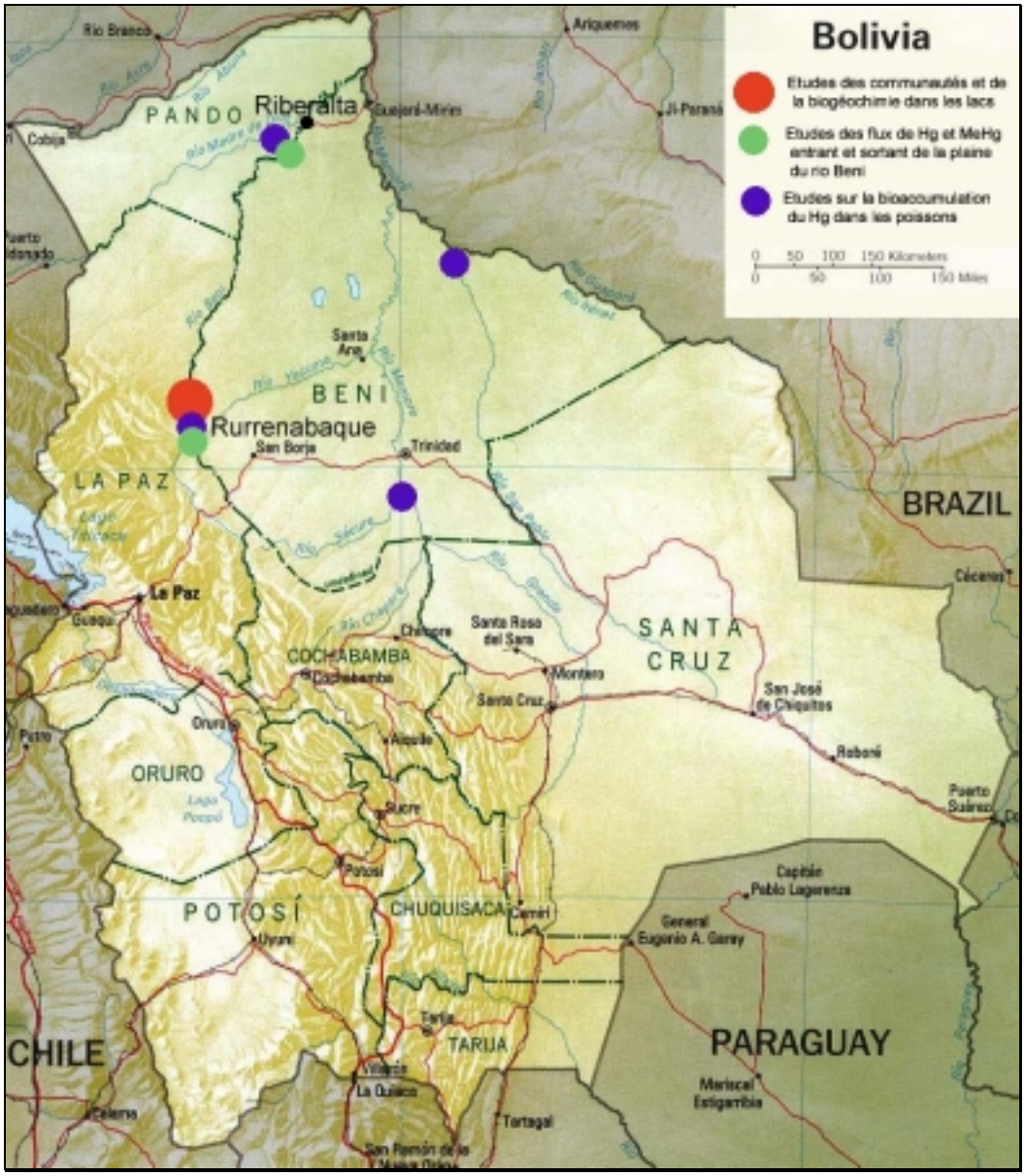
Il se trouve que la principale voie de contamination humaine du mercure est l'alimentation. De plus, des études récentes tendent à montrer que l'état nutritionnel pourrait être un facteur de variabilité des réponses cliniques à une même exposition (ainsi les populations amazoniennes seraient plus affectées que celles des Seychelles) ; inversement certaines pratiques alimentaires (consommation de fruits tropicaux) pourraient minimiser l'expression des troubles (Passos et al., 2002). Enfin, il faut souligner que ces populations amazoniennes sont affectées par un fardeau infectieux et parasitaire très lourd qui va également modifier leur réponse aux contaminants. Les différences d'expression clinique de la contamination au mercure sont liées aux différences de l'état de santé des populations, particulièrement de leur état nutritionnel, via leurs habitudes alimentaires (diversification des aliments, contenu des aliments en anti-oxydants, contenu en mercure…) et leur susceptibilité aux infections courantes. L'objectif général sera d'étudier, en fonction de l'exposition à la contamination par le mercure, la santé et l'état nutritionnel de populations riveraines appartenant à des groupes différents (colonisation ancienne « historique » ; colonisation récente ; groupes d'indigènes originaires) et exploitant des milieux écologiques similaires dans la plaine du Rio Beni.

Le travail sur la santé des communautés sera organisé en trois parties :

- un recueil d'informations de base sur le niveau d'exposition au MeHg des communautés riveraines et de leur état nutritionnel et de santé générale,
- ces données permettront de sélectionner deux cohortes (exposées à des niveaux différents de MeHg) qui feront l'objet d'un suivi comparatif détaillé portant notamment sur :
    - le développement neuro-moteur des enfants,
    - l'état nutritionnel (général, recherche de déficience en fer et iode, vitamine A) ;
    - l'alimentation (on insistera davantage sur les aspects qualitatifs –fréquence et diversité des ingérés- que quantitatifs) ;
    - l'état de santé (en particulier : charge parasitaire, état inflammatoire, immuno-nutrition), et
- collaborer à la mise en place d'un dispositif de dépistage et de prévention efficace.

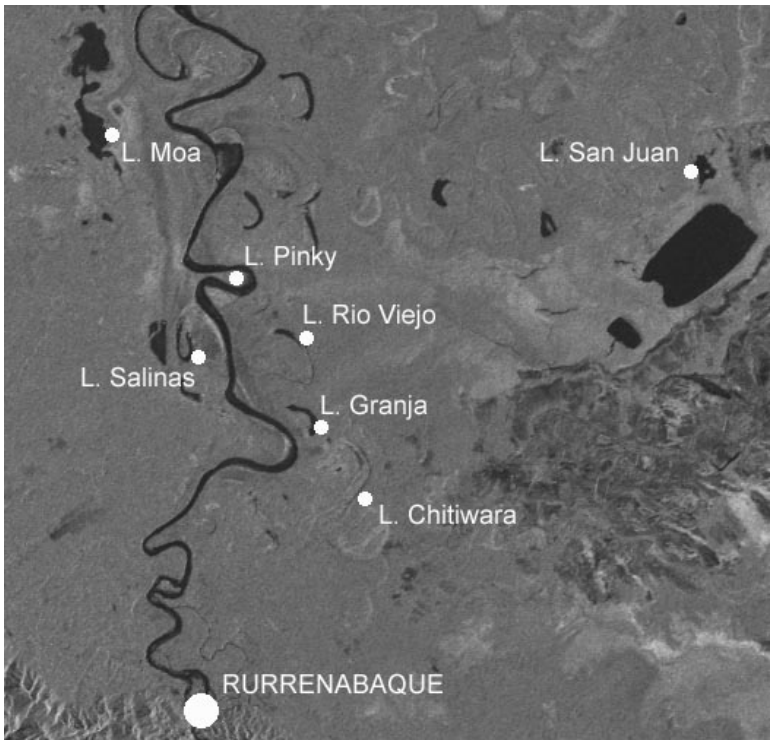
DESCRIPTION DES SITES D'ETUDE

L'étude se déroulera principalement dans la plaine inondable du Rio Beni, en aval de Rurrenabaque, où vivent plusieurs communautés riveraines exploitant régulièrement l'ichtyofaune pour leur alimentation.



Sites d'échantillonnage des différents travaux proposés

Plusieurs lacs de méandres (Oxbow) et de terre ferme (Ria) seront sélectionnés jusqu'à 50 km en aval de Rurrenabaque. Les lacs de méandres seront choisis selon une série d'âges différents identifiée par 40 ans de mosaïques de photos satellites (1960-2002). L'âge des lacs de méandre implique un statut trophique qui correspond à différentes étapes de l'évolution écologique de ces milieux lacustres. Des plus jeunes aux plus anciens, la colonisation des plantes aquatiques augmente en densité et diversité. L'enrichissement en matière organiques des sédiments est notable dans les plus anciennes lagunes, introduisant une dégradation intense de matière organique dans des conditions en générale propice à une forte activité de méthylation des SRB. L'étude permettra d'identifier les écosystèmes les plus propices à la méthylation et sa bioaccumulation dans la faune aquatique.



Localisation des sites prévus, plaine du Rio Beni, Bolivie

Afin de comparer la situation avec d'autres régions de l'Amazonie bolivienne, la bioaccumulation et la biomagnification du MeHg dans les poissons seront également suivi sur certains sites des rios Mamoré, Itenez et Madre de Dios.

METHODOLOGIE

✓ Biogéochimie

Les analyses géochimiques et moléculaires se feront sur les mêmes échantillons : En plus des protocoles ultra-propres imposés par les recherches sur les éléments ultra-traces comme le Hg et le MeHg, les échantillons devront être collectés de manière aseptique. Les eaux seront collectées en deux fractions : dissoute (<0.2 mm) et particulaire (récupérée sur des filtres 0.2 mm). La fraction dissoute sera collectée à l'aide d'une pompe péristaltiques et d'un système de filtration en ligne tout en téflon. Des carottes de sédiments seront collectées afin de connaître l'histoire (longues carottes de 70-120 cm découpées au 10 mm) et la géochimie des interfaces eaux-sédiments (carottes courtes de 10 cm découpées au 5 mm). Les sédiments seront collectés au centre des lacs et dans les zones marginales (macrophytes, milieux inondés…). Les carottes de sédiment seront découpées sous atmosphère sans oxygène (boîte à gants sous N_2) si le potentiel d'oxydoréduction est négatif. Les racines adventives des macrophytes (en suspension dans la colonne d'eau) seront collectées en différents points de chaque lac.

Les analyses géochimiques seront réalisées dans les différents échantillons d'eau, de particules en suspension, de sédiments et de périphyton (matériel entourant les racines des macrophytes). Des mesures de O_2, Eh, pH, conductivité, températures, sulfures (S^{2-}) et chlorures (Cl^-) seront directement réalisées dans l'eau de chaque station et dans les carottes de sédiments (profils mesurés directement par des micro-électrodes ioniques spécifiques). En laboratoire, le Hg et le MeHg seront analysés par spectrométrie de fluorescence atomique. Cette technique est en développement au Laboratoire de Qualité de l'Environnement (LCA, UMSA) pour la détection du Hg total dans tous les types

d'échantillons avec une grande sensibilité. Pour les analyses de MeHg, nous espérons développer la technique au LCA grâce au soutien de ce projet (demande d'une chaîne d'analyse du MeHg qui sera couplée au fluorimètre et d'un technicien de laboratoire de chimie analytique). Pour le reste des analyses le laboratoire du LCA possède tous les équipements nécessaires au projet. Le carbone organique et l'azote seront déterminer par un analyseur élémentaire CHN. Les teneurs en Fe et Al seront déterminées par adsorption atomique. Les ions sulfates seront détectés par chromatographie ionique.

L'identification des SRB se fera à partir de l'extraction d'ADN dans les différents substrats (sols, sédiments, périphyton). Les méthodes de PCR et d'hybridation seront appliquées en utilisant des amorces et des sondes spécifiques des gènes d'ARNr 16S et de la sulfato-réductase. Les méthodes seront validées par la comparaison de standard des différents genres de SRB. La variabilité génétique des populations de SRB dans les différents échantillons sera analysée à travers les produits du PCR de l'ARNr 16S analysé par un gel d'électrophorèse dénaturalisant (DGGE). L'ADN-c obtenu pourra être purifié pour être séquencé s'il n'est pas identifié avec les marqueurs existants. Les séquences obtenues seront comparées aux bases de données disponibles (GeneBank et autres). La quantification des bactéries totales (DAPI) et de groupe spécifiques (sondes) par les techniques de fluorescence par hybridation in situ (FISH) seront également réalisés.

Les mêmes échantillons de sédiments et de périphyton seront évalués pour leurs potentiels de méthylation, de sulfato-réduction et leur activité bactérienne par des incubations avec des éléments marqués : respectivement le ^{203}Hg, le $^{35}S0_4^{2-}$ et la leucine-^{3}H. Les cultures de SRB isolées seront également testées en laboratoire pour leur taux de méthylation spécifique. La technique radiochimique utilisée pour déterminer la méthylation (^{203}Hg) est une technique développée par Furutani et Rudd (1980) et modifiée par Guimarães et al. (1995, 1998) pour permettre de mesurer sur le terrain les taux de méthylation avec de très faibles quantités de ^{203}Hg additionnées. Le $Me^{203}Hg$ produit et extrait sera analysé par scintillation liquide avec un spectromètre β disponible au laboratoire des traceurs de l'UFRJ (Brésil).

✓ Bioaccumulation

L'échantillonnage des macroinvertébrés se fera à l'aide de filets troubleau pour les larves et adultes aquatiques et de pièges lumineux pour les adultes émergeants. Le zooplancton sera collecté à l'aide de filet à plancton 120 µm. Tous les échantillons seront identifiés puis congelés directement sur le terrain. L'échantillonnage des poissons sera réalisé à l'aide de batteries de filets maillants (40 à 110 mm maille étirée) de 2 m de hauteur et 25 m de longueur. Différents prélèvements seront réalisés sur le terrain sur chaque poisson : gonades (ovaires ou testicules) fixées dans le Bouin pour l'étude de la reproduction, otholites ou vertébres selon les espèces, pour la détermination de l'âge, un échantillon de muscle conservé dans l'alcool pour l'étude génétique et un autre congelé pour le dosage de Hg, MeHg et des isotopes stables. On notera également le poids du poisson, la longueur standard, et le poids des gonades, afin d'établir ensuite le rapport gonadosomatique pour chaque population au cours d'un cycle annuel de reproduction. L'histologie des gonades, l'observation des anneaux de croissance, l'analyse génétique du polymorphisme d'introns (EPIC) et de microsatellites seront traités au laboratoire. Pour chaque poisson nous déterminerons sa population génétique, son stade de maturité sexuelle et son âge de façon précise. Ainsi pour chaque espèce les concentrations de MeHg seront mises en relation avec les différentes étapes du cycle biologique de chacune des différentes populations génétiques pour lesquelles les éventuels déplacements seront déterminés à l'aide des marqueurs génétique à haute résolution.

Les analyses du Hg total et du MeHg pourront être réalisées au LCA. La détermination du $\delta^{15}N$ et du $\delta^{13}C$ se fera par spectrométrie de masse au laboratoire ''Stable Isotope Facility'' de l'Université de Californie Davis (UC Davis).

✓ Exposition et santé

Les enquêtes seront faites à l'échelle des communautés villageoises à une distance maximale de 50 km en aval de Rurrenabaque autorisant l'accès à une diversité de situations nécessaire à l'approche

comparative. L'exposition au risque des populations se fera sur la base de leur consommation en poissons potentiellement contaminés (essentiellement espèces carnivores et piscivores). Après sensibilisation et recensement des communautés et des autorités sanitaires et administratives, l'étude s'effectuera en 2 temps : tout d'abord une étude couvrante sur les habitudes alimentaires des populations. L'enquête précisera au niveau de la famille la consommation quotidienne et hebdomadaire de poisson par questionnaires de rappel. Des planches illustrées seront présentées pour préciser l'espèce. Les pêcheurs seront interrogés sur la variabilité saisonnière des prises, tant en nature qu'en quantité. L'enquête s'intéressera également à la consommation des aliments autres que le poisson ainsi qu'à leur origine. Dans les communautés où la consommation de poisson s'avèrera importante et régulière une enquête quantitative des prises et des quantités familiales consommées sera mise en place. Des dosages du Hg seront réalisés ensuite sur ces espèces. Les mesures de l'exposition individuelle seront réalisées à travers la collecte et l'analyse du Hg des cheveux.

Une enquête socio-économique sera menée sur le même échantillon de villages pour cerner l'accès aux ressources en fonction des emprises foncières, des techniques utilisées, des filières existantes et des rattachements communautaires. Il s'agira de montrer le rôle de ces circuits dans la spécificité ou la diversité de la consommation alimentaire des populations. Ce travail se fera à l'aide d'enquêtes de terrain au niveau communautaire et familial.

Au niveau de la santé, la place de la contamination dans l'ensemble des pathologies fréquemment observées dans la région sera étudiée par comparaison des profils sanitaires des populations exposées à une échelle familiale (à priori les pêcheurs et riverains) et non exposées (à priori les colons récents n'ayant pas accès au Béni) mais supposées être dans tous les cas soumises aux mêmes agressions parasitaires et nutritionnelles. La croissance des enfants constituera l'indicateur synthétique de santé permettant la comparaison entre communautés. Les autres pathologies prises en compte seront la malnutrition (évaluée par anthropométrie), les anémies nutritionnelles (dosage hémoglobine et mesure hématocrite), les parasitoses communes des enfants. Les mères seront interrogées sur l'existence d'épisodes de diarrhée et d'infections respiratoires aiguës chez leurs enfants ainsi que sur les soins prodigués. Il est difficile de fixer avec précision à ce stade le nombre de sujets entrant dans l'étude, mais sur la base d'une prévalence de retard de taille de 25%, l'effectif devra englober environ 1100 sujets dans chaque groupe. Enfin, la détection des altérations neurologiques imputables au MeHg sera réalisé par des batteries de test de détection précoces cognitif (test de Benton), cognitivo-moteur (test Santa Ana), moteur (test dynamométrique) et sensoriel (tests de contraste et de champs visuel).

RESULTATS ATTENDUS

L'interaction entre quatre UR des trois départements scientifiques de l'IRD permet d'aborder des questions fondamentales sur la contamination au MeHg des régions amazoniennes en s'appuyant sur les différents programmes. Elle constitue une alliance stratégique autour d'un sujet appliquée de grande importance pour la Bolivie qui trouve sa source dans les projets fondamentaux des unités qui travaillent dans la même région.

- Meilleure connaissance de la contamination par le MeHg et de son poids relatif par rapport aux autres problèmes de santé dans la plaine du Rio Béni.
- Meilleure connaissance des processus de production du MeHg et de son incorporation dans les ressources alimentaires des communautés riveraines en fonction des différents environnements.
- Détermination de facteurs de risque spécifiques et des espaces à risques particuliers.
- Propositions de gestion des ressources (eau, poisson) dans une optique de prévention.
- Construction d'indicateurs de surveillance et de prise de décision en santé publique.
- Elaboration de stratégies de prévention adaptées au niveau des communautés et des structures de soins.

EQUIPES DE RECHERCHE

✓ Unités IRD concernées :

- DME – UR 154 — Marc ROULET (Responsable du projet), La Paz, Bolivie
  Philippe VAUCHEL, La Paz, Bolivie
- DRV – UR 081 — Jesus NUÑEZ, La Paz, Bolivie
  Jean François RENNO, La Paz, Bolivie
  Fabrice DUPONCHELLE, La Paz, Bolivie
  Laurent POUYAUD, Montpellier, France
- DRV – UR 131 — François-Marie GIBON, La Paz, Bolivie
- DSS – UR 024 — Eric BENEFICE, La Paz, Bolivie
  Pascal HANDSCHUMACHER, Strasbourg, France

✓ Autres organismes associés :

- UMSA – Université Mayor de San Andres, La Paz, Bolivie
  - Institut de Biologie Moléculaire (Pablo TORRICO & Volga INIGUEZ)
  - Institut d'Ecologie (Jaime CHINCHEROS & Julio PINTO)
  - Faculté de Pharmacie (Maria TORES et Angelica ESPADA)
  - Faculté de Médecine (Jose Luis SAN MIGUEL)
- UMSF – Institut d'Ecologie, Cochabamba, Bolivie (Dyliam CASTELLON)
- FUNSAD, Quito, Equateur (Oscar BÉTANCOURT)
- Ministère de la Santé, La Paz, Bolivie (Jeanette ESTRADA BELMONTE).
- UFRJ – Université Fédérale de Rio de Janeiro, Brésil (Jean-Rémy GUIMARÃES)

REFERENCES

Barkay, T., Gillman, M. & Turner, R. 1997. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailibility of mercury. Appl. Environ. Microbiol. 63: 4267-4271.

Benoit, J.M., Gilmour, C.C. & Mason, R.P. 2001a. Aspects of bioavailibility of mercury for methylation in pure cultures of Desulfobulbus propionicus (1pr3). Appl. Environ. Microbiol. 67: 51-58.

Benoit, J.M., Gilmour, C.C. & Mason, R.P. 2001b. The influence of sulfide on solid-phase mercury bioavailibility for methylation by pure cultures of Desulfobulbus propionicus (1pr3). Environ. Sci. Technol. 35: 127-132.

Benoit, J.M.; Gilmour, C.C.; Mason, R.P. & Heyes, A. 1999. Sulfide controls on mercury speciation and bioavailibility to methylating bacteria in sediment pore waters. Environ. Sci. Technol., 33: 951-957.

Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49: 1010-1017.

Bowles, K.C.; Simon, C.; Maher, W.A.; Kawei, M.; & Ross, S. 2001. Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58:888-897.

Cabana, G. & Rasmussen, J. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature 372:255-257.

Cabana, G.; Tremblay, A.; Kalff, J. & Rassmussen, J. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: A determinant of mercury levels in lake trout (Salvelinus namaycush). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 381-389.

Devereux, R., Winfrey, M. Winfrey, J. & Stahl, D.A. 1996. Depth profile of sulfate-reducing bacterial ribosomal RNA and mercury methylation in an estuarine sediment. FEMS Microbiol. Ecol; 20: 23-31.

Dolbec, J; Mergler, D.; Passos, C.J.S., Morales, S.S.; & Lebel, J. 2000. ..Methylmercury exposure affect motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. Intern. Arch. Occup. Environ., 73: 195-203.

Furutani, A. & J.W.M. Rudd 1980. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. Appl. Environ. Microbiol. 40: 770-776.

Grandjean, P. White, R.F.; Nielsen, A.; Cleary, D. & de Oliveira Santos, E.C. 1999. Methylmercury neurotoxicity in Amazonían children downstream from gold mining. Environ. Health Pespect., 107: 587-591.

Grimard, E. 1996. Traçage compare des réseaux trophiques du reservoir LG-2 et de lacs naturels à l'aide des isotopes stables du carbone et de l'azote. Implication pour la contamination par le mercure. M.Sc. thesis, Université du Québec à Montréal, Montréal.

Guimarães, J.R.D., M. Meili, O. Malm, & E.M. De Souza Brito. 1998. Hg methylation in sediments and floating meadow of a tropical lake in the Pantanal floodplain, Brazil. Sci. Total Environ.,213: 165-175.

Guimarães, J.R.D., O. Malm, & W.C. Pfeiffer 1995. A simplified radiochemical technique for measurements of net mercury methylation rates in aquatic systems near goldmining areas, Amazon, Brazil. Sci. Total Environ.,175: 141-162.

Guimarães, J.R.D.; Roulet, M.; Lucotte, M. & Mergler, D. 2000. Mercury methylation along a lake-forest transect in Tapajos river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variation. Sci. Total Environ., 261: 91-98.

Jackson, T.A. 1991. Biological and environmental control of mercury accumulation by fish in lakes and reservoirs of northern Manitoba, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 2449-2470.

King, J.K; Kostka, J.E.; Frischer, M.E. & Saunders F.M. 2000. Sulfate-reducing bacteria methylated mercury at variable rates in pure culture and in marine sediments. Appl. Environ. Microbiol., 66: 2430-2437.

Lebel, J., Mergler, D., Branches, F., Lucotte, M., Amorim, M., Larribe, F., & Dolbec, J. 1998 Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonían Basín. Environ. Res., 79: 20-32.

Lebel, J., Mergler, D., Lucotte, M., Amorim, M., Dolbec, J., Miranda. D., Arantes, G., Rheault, I., & Pichet, P. 1996 Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonían populations exposed to low-levels of methylmercury. Neurotox., 17(1): 157-168.

Maurice-Bourgoin, L. 2001. El mercurio en la Amazonía Boliviana. La Paz, Bolivia, 75 p.

Maurice-Bourgoin, L.; Quiroga, I. ; Chincheros, J. & Courau, P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and exposure in riparian Amazonian population. Sci. Total Environ. , 260 : 73-86.

Meili, M. 1991. Mercury in boreal forest lake ecosystems. Uppsala, Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science 336.

Peterson, B.J. & Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology and Systematic 18: 293-320.

Pfeiffer, W.C., Lacerda, L.D., Salomóns, W. & Malm, O. 1993. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. Environ. Rev. 1, 26-37.

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.; Guimarães, J.-R.J.; Mergler, D. and Amorim, M. 1998. The geochemistry of Hg in Central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil. Sci. Tot. Environ., 223: 1-24.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Farella, N.; Rheault, I.; Serique, G.; Sousa Passos, C.J.; De Jesus da Silva, E.; Scavonne de Andrade, P.; Mergler, D.; Guimarães, J.-R.D. & Amorim, M. 1999. Effect of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. Water Air Soil Pollut., 112: 297-313.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N., Guimarães, J.-R.D.; Mergler, D. & Amorim, M. 2000a. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in Central Amazonia. Chem. Geol., 165: 243-266.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Rheault, I & Guimarães, J.R.D. 2000b. Methylmercury in the water, seston and epiphyton of an Amazonían River and its floodplain, Tapajós River, Brazil. Sci. Total Environ., 261: 43-59.

Roulet, M. & Maury-Brachet, R. 2001 Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. Le Mercure en Amazonie : Rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires. Expertise, IRD Editions, Paris : 203-271.

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 Soil Pollut., 128 (1/2): 41-61.

Sampaio, D., Lucotte, M., Roulet, M., Poirier, H., Mergler, D., Oliveira, E.S., & Crossa, M. 2002. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of 3 natural lakes of the Brazilian Amazon. Sc. Tot. Environ. (soumis).

Tremblay, A., Lucotte, M. & Rheault, I. 1996. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of Northern Québec (Canada). Water Air Soil Pollution, 91 : 255-269

Passos, C.J., Mergler, D., Gaspar, E., Morais, S., Lucotte, M., Larribe, F., Davidson, R., & Grosbois, S. 2002. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. Lancet (soumis).

DEMANDE BUDGETAIRE

	Objectifs	année 1 en euros	année 2 en euros	année 3 en euros	Coût du projet en euros
Fonctionnement					
Produits et réactifs	1, 2, 3	4 000	6 000	5 000	15 000
Analyses isotopes stables	1, 2, 3	2 000	3 000	3 000	8 000
Fonctionnement des laboratoires	1, 2, 3	2 000	4 000	3 000	9 000
Communication des résultats	1, 2, 3			7 000	7 000
TOTAL FONCTIONNEMENT		**8 000**	**13 000**	**18 000**	**39 000**
Equipements de laboratoire					
Chaîne d'analyse MeHg par fluorescence atomique Brooks Rand	1, 2, 3	8 000			8 000
Cartouches eau MilliQ	1, 2, 3	1 000	1 000		2 000
Equipements de terrain					
pH/Ionomètre	1, 2	700			700
Jeu de filets de pêche	2	1500			1500
Tests détection précoces santé	3	2000			4000
TOTAL EQUPEMENTS		**13 200**	**1 000**	**0**	**16 200**
Missions sur le terrain					
Avion Rio-La Paz	1	2 500	2 500	2 500	7 500
Avion Trinidad-La Paz	2	3 000	4 000	3 500	10 500
Avión Quito-La Paz (Consultor)	3	2 400	2 400	1 600	6 400
Voiture La Paz - Rurrenabaque - Riberalta	1, 2, 3	4 000	6 000	3 000	13 000
Frais de mission divers	1, 2, 3	2 000	3 000	1 500	6 500
TOTAL MISSIONS		**13 900**	**17 900**	**12 100**	**43 900**
Personnels					
Technicien en chimie analytique (1/2 temps)	1, 2, 3	3 250	3 250	3 250	9 750
Chauffeurs	1, 2, 3	800	1 600	800	3 200
Pêcheurs	2, 3	800	1 600	800	3 200
TOTAL PERSONNELS		**4 850**	**6 450**	**4 850**	**16 150**
Atelier et remédiation					
Publication d'un guide sur l'exposition au MeHg	1, 2, 3			2 000	3 000
Organisation d'un atelier avec les communautés	1, 2, 3	1 500		1 500	5 000
TOTAL ATELIER ET REMEDIATION		**1 500**	**0**	**3 500**	**8 000**
TOTAL pour 3 ans (36 mois)		**41 450**	**38 350**	**38 450**	**123 250**

Effets de l'intensification agricole et de la qualité des eaux et des sédiments d'une retenue collinaire sur la santé des populations riveraines dans le nord de la Thaïlande.

ETAT DES CONNAISSANCES

En passant de dix à plus de soixante millions d'habitants au cours du XXème siècle, la Thaïlande a subi des changements environnementaux conséquents qui se répercutent sur l'émergence de maladies transmissibles à l'homme. La diminution des surfaces boisées de 75 à 25% au cours de cette même période, due surtout au développement de l'agriculture, a modifié les distributions des vecteurs de maladies, en particulier les moustiques, les tiques et les rongeurs. La Thaïlande a ainsi enregistré des épidémies importantes de dengue hémorragique et de leptospirose. Certaines formes de consommation de poissons et des pollutions aux métaux lourds entraînent également des cancers et parfois des conséquences neurologiques.

La dengue hémorragique est un problème majeur de santé publique en Thaïlande, comme dans la plupart des pays tropicaux. Plusieurs épidémies ont eu lieu durant les quinze dernières années, causant des centaines de milliers de cas (Ministry of Public Health, MOPH). La distribution géographique montre une grande hétérogénéité. Les premières épidémies, de 1958 à 1961, étaient restreintes à Bangkok avant de s'étendre aux autres villes du pays et aux plus petites villes des provinces reculées durant les années 70. Depuis, la dengue s'est étendue vers des provinces plus isolées. La leptospirose a été enregistrée pour la première fois en Thaïlande en 1943 (WHO) puis est restée longtemps endémique. Depuis 1995, l'incidence a beaucoup augmenté atteignant les plus hauts taux en 2000 (14 287 cas et 362 décès) puis une régression depuis. L'étude de ces épidémies amène à comprendre l'écologie de leurs vecteurs, profondément bouleversée par les modifications environnementales.

Les habitudes alimentaires (ingestion de poisson cru) peuvent entraîner une infection par un parasite, l'opisthorchiase, (parasite similaire à la douve du foie), parasite qui induit dans des formes graves un cancer de la vésicule biliaire et plus rarement des conséquences neurologiques (forme d'épilepsie). L'opisthorchiase est présent sur l'ensemble de la Thaïlande (prévalence de 29,8%) et, dans les zones endémiques comme le nord-est, la prévalence peut atteindre 87,7% comme à Kalasin (Juttijudata P. et al, 1984).

La présence de métaux lourds tels que plomb et cadmium dans les aliments a déjà été signalée en Thaïlande (Gothberg A, Greger M, Bengtsson BE, 2002). Or, cette présence peut avoir des conséquences neurologiques : une étude menée à Bangkok (Ruangkanchanasetr S, Suepiantham J, 2002) a mis en évidence les facteurs de risques liés à une haute teneur en plomb sur le développement moteur et intellectuel des enfants.

La déforestation et les changements d'usage des sols, avec les modifications de pratiques culturales concomitantes, ont entraîné une modification profonde des paysages et de la qualité de l'environnement. Les cultures de rente, le plus souvent pratiquées sur les collines, en complément du riz irrigué de plaine, recourent à un usage intensif d'herbicides et de pesticides afin de produire plus (Burel, 2002). L'application de ces produits toxiques se fait sans les connaissances agronomiques nécessaires (surdosages fréquents, passages trop répétés), ni les conditions d'hygiène adéquates (pas de protection lors des épandages). Les surdosages observés ainsi que de mauvaises dates d'application provoquent, lors des fortes pluies, l'entraînement des résidus de ces produits avec les eaux de ruissellement, qui se déversent dans le réservoir situé à l'aval. Des concentrations très fortes en cadmium, arsenic et zinc ont déjà été relevées dans les sols et le riz irrigué dans des provinces de l'ouest thaïlandais (Simmons et al, 2002).

PROBLEMATIQUE

Les questions de santé liées à la gestion de l'eau et des terres se situent à la convergence des tendances actuelles de trois grands domaines :

- ✓ La gestion des terres. Depuis l'émergence du concept de « durabilité », l'augmentation de la production agricole ne constitue plus l'objectif unique de l'agronomie. Le respect à long terme de l'environnement représente désormais une composante importante de la gestion raisonnée des ressources. En particulier, les nuisances des productions agricoles sous la forme de pollution de l'eau (nappe, cours d'eau) amènent de plus en plus les agronomes et pédologues à collaborer avec les hydrologues (cf. par exemple l'évolution récente de l'INRA à cet égard).
- ✓ La gestion des eaux. Parallèlement, les hydrologues tendent à dépasser l'unique évaluation des volumes d'eau des différents compartiments du cycle hydrologique, pour s'intéresser davantage à la qualité des eaux, à travers leur turbidité et leurs éléments dissous (cf. par exemple, la mise en place d'un département Eau et Santé au sein de l'International Water Management Institute).
- ✓ La santé publique. Les épidémiologistes portent une attention croissante aux changements rapides des composantes de l'environnement, propices à l'émergence ou à l'extension de maladies. Ils s'intéressent notamment de plus en plus aux maladies directement liées à des modes de gestion de l'eau.

Les équipes de l'IRD implantées en Thaïlande et au Laos se trouvent fortement impliquées dans ces dynamiques disciplinaires qui tendent à les rapprocher. L'UR 049 de l'IRD a ainsi récemment entrepris l'étude des relations entre les changements d'usages des terres sur un bassin versant et la qualité des eaux et des sédiments d'une petite retenue établie à l'aval (Janeau et al., 2003 ; http://www.UR049.ird.fr). L'UR 034 de l'IRD et ses partenaires ont récemment rédigé un rapport faisant l'état de l'art sur les maladies infectieuses liées à l'eau en Thaïlande (Souris et al., 2003 ; http://site.voila.fr/WBD). Les deux équipes IRD de Thaïlande (DRV et DSS) ont décidé de se rapprocher pour analyser les effets de l'intensification agricole et de la qualité des eaux et des sédiments d'une retenue collinaire sur la santé des populations riveraines. En vue de compléter l'analyse sanitaire, il leur a semblé indispensable de faire appel à des spécialistes de métaux lourds et des enquêtes épidémiologiques d'autres UR de l'IRD (DME et DSS).

OBJECTIFS

Ce projet a pour objectif d'étudier les cycles biogéochimiques des éléments traces dans le système sol/eau/plantes/poisson/population, dans un milieu à très fortes activités agricoles, ainsi que l'impact de ces éléments sur les populations locales, exposées aux risques sanitaires par consommation directe ou indirecte (poissons).

Les objectifs particuliers consistent à :

- ✓ déterminer les relations entre les risques sanitaires associés à la qualité des eaux et des sédiments d'une retenue collinaire dans le nord de la Thaïlande,
- ✓ les relier à l'intensification agricole du bassin versant amont depuis la construction du barrage ou/et à la géologie du bassin versant,
- ✓ définir des seuils d'alerte aux populations/autorités relatifs à la pollution des eaux de la retenue et de son périmètre irrigué,
- ✓ étudier l'histoire récente de quatre maladies sur l'ensemble du bassin versant :
  - transmise par les moustiques : dengue hémorragique,
  - transmise par les rongeurs : leptospirose,
  - causée par la consommation de poissons : cancer de la vésicule biliaire,
  - causée par les métaux lourds (dans l'eau ou concentrés par les poissons) : troubles neurologiques, bas QI.

- ✓ comprendre l'importance de l'implantation du barrage, du développement agricole et des changements environnementaux conséquents sur l'émergence ou le recul de ces maladies,
- ✓ analyser l'incidence actuelle de ces maladies et l'importance de leurs vecteurs (rongeurs, moustiques) et pathogènes,
- ✓ estimer le risque d'infection des populations locales par ces maladies,
- ✓ estimer prospectivement quelle pourrait être leur dynamique, en comparant l'évolution des incidences avec celles d'autres régions.

DESCRIPTION DU SITE

Situé au nord de la Thaïlande dans une région de moyenne montagne, le bassin versant de la Mae Thang couvre une superficie de 120 km^2. Il est situé entre un relief orienté Nord-sud, à l'Est, le Doi Khun Sathan et, à l'Ouest, la plaine alluviale de la Mae Nam Yom, ses villages, ses rizières. En 1995, un barrage a été construit à l'exutoire de ce bassin versant pour un usage agricole avec un périmètre irrigue de 11 000 ha. La topographie varie de 250 à 1800 m. Essentiellement forestier, le bassin a subi d'importantes dégradations depuis 25 ans. Fortement cultivé, il reçoit chaque année des doses massives de pesticides et d'herbicides. Le barrage en lui-même a une capacité de stockage de 31 millions de m^3 utilisés pour l'irrigation. Des pisciculteurs installés depuis 1995, fournissent le marché local.

La construction du barrage, lancée en 1987 et terminée en 1995, aura entraîné :

- le nettoyage d'une zone forestière d'à peu près 5 ha sur une aire de 48 ha dans la zone principale, et en général, pour le réservoir de 200 ha de forêt ;
- l'installation de systèmes d'alimentation en eau et en électricité;
- la construction d'une route de 6 m de large et de 1,6 km de long;
- la construction du système d'irrigation et des bâtiments de maintenance;
- l'installation de 5 unités de pisciculture;
- l'ouverture de quelques restaurants flottants.

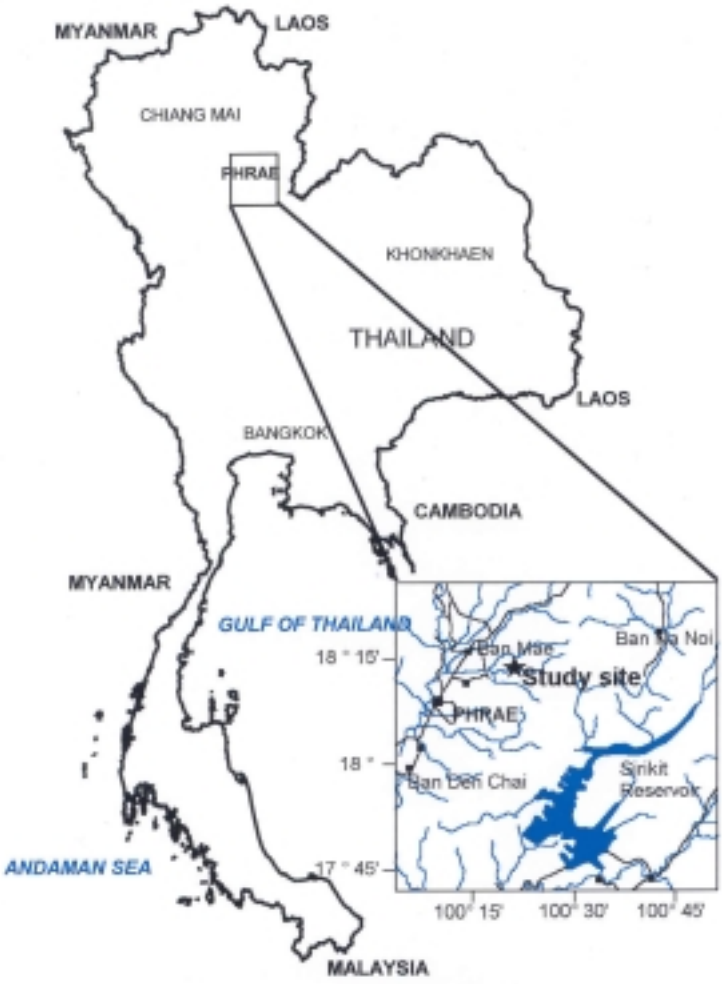
Le barrage du Mae Thang

Caractéristiques du réservoir

Réservoir	Caractéristiques
Surface du bassin versant	120 km^2
Pluviosité annuelle moyenne	1 378 mm
Décharge annuelle moyenne	36.28 10^6 m^3
Surface de l'eau au niveau de stockage	0.200 km^2
Surface de l'eau au plus haut niveau	0.220 km^2
Sédimentation estimée à 50 ans d'âge	1 221 10^6 m^3

Ce barrage vise à fournir :

- une ressource en eau d'irrigation pour la saison sèche et la saison des pluies,
- une ressource en eau de consommation,
- une niche écologique pour les poissons,
- un plan d'eau pour les loisirs,
- une réserve d'eau en cas de sécheresse régionale.



Carte de situation (d'après Janeau et al., 2003).

Les eaux issues du bassin versant de la Mae thang sont stockées dans ce réservoir destiné à l'irrigation. Avant d'arriver à ce réservoir, elles traversent des zones fortement cultivées où l'usage de pesticides et d'herbicides est largement répandu. Sur le lac de retenue, des pisciculteurs se sont installés dès la mise en eau du barrage. Ils constatent chaque année une forte mortalité des poissons en début de saison de pluies. Ceci coïncide, dans le calendrier agricole, avec l'épandage d'herbicides avant semis. Dès lors trois questions majeures se posent :

- ✓ la qualité des eaux et des sédiments est-elle acceptable en fonction des objectifs du barrage ? (*cf. supra*)
- ✓ existe-t-il un lien entre cette qualité des eaux et des sédiments et les pratiques culturales opérées sur le bassin versant ?
- ✓ l'état sanitaire des populations riveraine a-t-il varié depuis la mise en eau de la retenue, dans quelle proportion, et quelles sont, le cas échéant, les maladies concernées ?

Qualité des sédiments

En vue d'apporter un début de réponse à ces questions, une étude préliminaire a été entreprise avec une étudiante de l'Université Libre de Bruxelles (Lorent, 2002). Les analyses granulométrique, chimique et de la matière organique des sédiments du lac de retenue Mae Thang montrent que les pollutions de surface déciment chaque année les poissons lors de la première grosse pluie. Elles n'ont toutefois pas d'effet sur la composition chimique des sédiments situés en moyenne sous 20 m d'eau.

La plupart des minéraux lourds, comme le chrome et le cuivre, sont essentiellement liés à la fraction argileuse. Le plomb peut s'associer aussi aux limons fins. Ils se concentrent dans les zones les plus calmes, à l'abri des apports de la rivière, des champs cultivés et des versants. Le manganèse, lié à des fractions plus grossières, se concentre davantage à proximité des exutoires et de leur zone de transition avec le lac. Le manganèse pourrait provenir d'une zone particulière du bassin versant, entaillée par le réseau hydrographique, et réputée pour sa richesse en manganèse.

Etat sanitaire des populations riveraines

Bien qu'aucune étude n'ait été jusqu'ici entreprise sur ce thème, des cas de saturnismes ont été signalés à l'équipe de recherche IRD travaillant sur le bassin versant.

METHODOLOGIE

Pour les études liées à l'environnement, nous orienterons nos efforts sur les polluants suivants : Cd, Hg, Ar, directement liés aux activités agricoles ainsi que Fe et Pb, plus reliés au milieu anaérobique et réducteur du lac. D'un point de vue épidémiologique, nous nous efforcerons de suivre la prévalence de maladies liées à l'eau ou aux métaux lourds ainsi que l'état sanitaire des populations locales.

✓ Changements d'usages des terres au sein du bassin versant

Il est indispensable de reconstituer les changements d'usage des sols depuis la construction et la mise en eau du barrage afin de suivre l'évolution des pratiques culturales, leurs impacts sur la dégradation des sols tant en quantité qu'en qualité. Nous ferons appel à l'expérience acquise dans ce domaine au Laos (Dupin *et al.,* 2003), fondée sur des enquêtes approfondies, recoupées par des photos aériennes et des données satellitaires. La mise en place d'un système d'information géographique, couplé avec la partie sanitaire, permettra de définir les meilleures options de gestion du bassin d'alimentation de la retenue.

✓ Sédimentation de la retenue collinaire

L'érosion due aux activités agricoles est un phénomène difficile à quantifier sans un dispositif lourd et coûteux. Les études entreprises par l'UR049 depuis 3 ans sur un petit bassin versant inclus dans le bassin de la Mae Thang seront poursuivies pour affiner la modélisation de l'érosion à l'échelle du bassin entier. La validation du modèle fera appel aux mesures directes de sédiments accumulés depuis

la mise en eau du barrage. Les sédiments qui s'accumulent dans une retenue d'eau correspondent, en effet, à la quantité de sol érodé dans le bassin versant situé en amont (mis à part les sédiments qui sont exportés sous forme dissoute ou par débordement). Par bathymétrie de la retenue, il est possible de calculer l'érosion du bassin entre deux dates données (Williams, 1977; Clément, 1993; Albergel *et al.*, 1998; Bonn, 1998). La bathymétrie s'appuiera sur l'emploi d'un échosondeur couplé à un GPS, connecté au logiciel Maxsea. Ces mesures bathymétriques permettront l'établissement de cartes, le suivi de l'envasement du barrage et donc le volume de sédiments accumulés. Les campagnes de relevés bathymétriques permettront également de définir les meilleurs points de prélèvements pour les études de minéralogie et qualité des sédiments. Ces études seront conclues par un modèle de fonctionnement du barrage (ruissellement – érosion – sédimentation) déjà en cours de développement.

✓ Qualités des eaux, des sédiments et des produits biologiques

La disponibilité d'une sonde multiparamètres (CTD90 bathymetric probe), récemment acquise par l'UMR BIOMCO et l'UR049 constitue un atout précieux de ce projet. Cette sonde permet l'analyse des eaux *in situ* et la multiplication des mesures tant spatiales que temporelles, à un moindre coût. Les flux brutaux de matières pourront être détectés grâce à des capteurs spécifiques (méthane p.e.). Les capteurs d'oxygène dissous et de chlorophylle α nous renseigneront sur l'activité biologique de la retenue. Les analyses chimiques des eaux et des sédiments prélevés aux endroits définis par la bathymétrie seront les indicateurs de l'état sanitaire du lac. Un bilan géochimique du lac devra être établi et relié aux activités agricoles afin de déterminer l'origine des polluants et leur devenir. Les analyses de tissus biologiques (comme les foies de poissons) permettront de définir la prévalence de maladies liées aux métaux lourds ainsi que les risques auxquels les populations riveraines sont exposées. Là aussi, on s'efforcera de définir le cycle des éléments chimiques par rapport aux pratiques culturales et aux variations climatiques.

✓ Maladies infectieuses liées à l'eau

La méthode utilisera une approche spatiale de l'épidémiologie de ces maladies et du risque d'infection des populations locales par la mise en place d'un Système d'Information Géographique (SIG) médical sur le bassin versant. Cette base de données inclura :

- les informations environnementales fournies par les autres partenaires de l'ATI,
- la description de l'occupation des sols à plusieurs dates par télédétection en utilisant des images satellites ou photographies aériennes,
- les données épidémiologiques locales (du Ministère de la Santé) : cas déclarés et décès, avec la description des patients,
- la description de l'écologie des principaux vecteurs :
  - capture et identification de moustiques et larves,
  - capture et identification de rongeurs, dissection des organes (poumons, foie, rate et rein, ainsi que collecte de sang) pour analyse virale.
  - Le piégeage aura lieu à intervalles réguliers, tous les mois, pour avoir un échantillonnage s'affranchissant de la saisonnalité.
- les données résultant d'enquêtes à mener localement : enquête sociale (démographie et conditions de vie), enquête sur la santé et l'accès aux soins.

Des enquêtes de contrôle de la qualité des données devront être menées sur le terrain pour valider les analyses.

✓ Maladies liées aux métaux lourds et polluants

La méthodologie générale associera les méthodes classiques des enquêtes démo-épidémiologiques et des méthodes plus participatives comme les *focus groups* :

- population étudiée : tous les villages aux abords de la retenue d'eau et en aval du barrage

- échantillonnage : les villages seront choisis par échantillonnage aléatoire
- enquête :
  - enquête démo-épidémiologique par questionnaire
  - enquête sur les habitudes alimentaires et les facteurs de risque de transmission de l'opisthorchiase dans les foyers des cas dépistés et dans un échantillon aléatoire de foyers
  - Enquête *focus groups* pour la mesure du développement de l'enfant à différents ages : on s'attachera à évaluer le développement de l'enfant sous différents aspects en se concentrant principalement sur les âges 0-5 ans mais aussi en considérant les 6-7 ans et les handicapés. L'étude observera quatre aspects du développement de l'enfant :
    i. développement physique
    ii. développement du langage
    iii. développement cognitif
    iv. développement mental, émotionnel et social.

  On s'appuiera sur une charte mise au point par l'université Srinakharinwirote Prasarnmit en Thaïlande pour évaluer le développement de l'enfant.
- méthodes d'examens : interrogatoire et examen clinique rapide, prélèvement de selles avec utilisation du test Kato –Katz qui permet une analyse quantitative sur le terrain (comptage des œufs en vingt minutes)
- analyse des données :
  - utilisation du logiciel EpiInfo pour la saisie des données et leur analyse préliminaire,
  - utilisation du logiciel STATA (ou SPSS) pour l'analyse statistique approfondie.

Comme l'exposition aux pesticides des aliments est régulièrement étudiée depuis 1989 (Vongbuddhapitak A et al, 2002), des analyses de ces enquêtes pour la zone intéressée seront menées.

.

PRINCIPAUX PRODUITS ATTENDUS

- Diagnostic sur l'état actuel de la qualité des eaux du barrage, de la qualité des sédiments
- Détermination de l'origine des métaux lourds (pesticides, herbicides, naturels ?)
- Mesure de l'impact sanitaire sur les populations locales, dangerosité et normes
- Impact de l'implantation d'un barrage sur l'environnement : les conséquences sur l'émergence de la dengue hémorragique, de la leptospirose, des troubles neurologiques, des déficiences de QI et du cancer de la vésicule biliaire
- Modélisation du fonctionnement biogéochimique du lac avec définition des « épisodes de pointes » de pollution corrélés aux activités agricoles amont. Implication : alerte aux pisciculteurs, aux populations

EQUIPES DE RECHERCHE

✓ **Unités IRD concernées :**

- DRV – UR 049 — Jean Pierre BRICQUET (Responsable du projet), Bangkok, Thaïlande
  Jean Louis JANEAU, Bangkok, Thaïlande
  A. de ROUW, Vientiane, Laos
  Christian VALENTIN, Vientiane, Laos
- DME – UR 154 — Patrick SEYLER, Toulouse, France

- DSS – UR 034 Marc SOURIS, Bangkok, Thaïlande
  Philippe BARBAZAN, Bangkok, Thaïlande
  Vincent HERBRETEAU, Bangkok, Thaïlande
  Christian BELLEC, Bangkok, Thaïlande
  Jean Paul GONZALEZ, Bangkok, Thaïlande
- DSS – UR 091 Daniel BENOIT, Vientiane, Laos

✓ **Autres organismes associés :**

- Research Center For Emerging Viral Diseases; Nakhonpathom, Thaïlande
- Asian Institute of Technology; Rangsit, Thaïlande
- Center for vaccine developement, Mahidol University at Salaya, Thaïlande
- Center for Vectors and Vector borne Diseases, Mahidol University, Bangkok, Thaïlande
- Thai Ministry of Public Health, Bureau of Epidemiology (acquisition des données)
- National Park, Wildlife and Plant Conservation Department, Bangkok, Thaïlande
- International Water Management Institute, Bangkok, Thaïlande

REFERENCES

Albergel, J., M. Boufaroua, Y. Pépin, 1998. Bilan de l'érosion sur les petits bassins versants des lacs collinaires en climat semi-aride tunisien. Bulletin Réseau Erosion, IRD, Montpellier, n°18, p.67-75.

Barbazan P., Yoksan S. & Gonzalez JP., 2002. Dengue hemorrhagic fever epidemiology in Thailand: description and forecast of epidemics. Microbes and Infection, 4, 7: 699-705

Bentzen WR (1993) Seeing Young Children : a guide to observing and recording behavior, Delmar, Albany, NY, USA.

Bonn, F., 1998. La spatialisation des modèles d'érosion à l'aide de la télédétection et des SIG : possibilités, erreurs et limites. Sécheresse, 9, p.185-192.

Burel, B., 2002. Erosion aratoire sur sol en pente, au niveau d'une parcelle expérimentale d'un bassin versant au nord de la Thaïlande. Mémoire de fin d'études, ISTOM, Cergy-Pontoise, Cedex, 102 p. Direction locale J.L. Janeau.

Clément, P., 1993. Erosion balance and slope evolution under continental humid temperate climate : an Appalachian exemple. Catena, 20, p.305-315.

Colletta N (1992) Understanding Cross-cultural Child Development and Designing Programs for Children. Christian Children's Fund, Richmond, Virginia, USA.

Dupin, B., de Rouw, A., Phanthavong, K., Valentin C., en cours. Long-term estimate of tillage erosion under slash and burn cropping systems, 1960-2002, 67 ha catchment, northern Lao PDR. Research Report IWMI, à soumettre en juillet 2003.

Gothberg A, Greger M, Bengtsson BE (2002) Accumulation of heavy metals in water spinach (Ipomoea aquatica) cultivated in the Bangkok region, Thailand. Environ Toxicol Chem, 21 (9), 1934-9.

Hendrick J (1988) The Whole Child : Developmental Education for the Early Years, Merrill, Columbus, Ohio, USA.

Inthasothi, S., Jirasuktaveekul, W., Adirektrakarn, W., 2001. Catchment approach to combating soil erosion in Thailand. *In*: Soil Erosion Management Research in Asian Catchment: Methodological Approaches and Initial Results. IWMI, 2001, pp.215-231.

Janeau J.L., Bricquet J.P., 2003. Sédiments en 3 Dimensions. Science au Sud, DIC, IRD, mai-juin, sous presse.

Janeau J.L., Bricquet J.P., Moreau, E., Dargouge, O., 2003. Sédiments en 3D. Film, Délégation à l'Information et à la Communication, IRD, Paris.

Janeau J.L., Bricquet J.P., Planchon O., Valentin C. 2003. Soil crusting and infiltration on very steep slopes in northern Thailand. European Journal of Soil Science. In press.

Juttijudata P. and ali (1984) Biliary Tract Disease in Thailand. Surgery, Gynecology & Obstetrics, 158, 13-6.

Lorent, C., 2002. Etude préliminaire de la sédimentation dans le lac de retenue de la Nam Mae Thang, et de l'influence de la pisciculture sur la composition chimique des sédiments. Mémoire de fin d'étude, licence de Géologie, Université Libre de Bruxelles, 61 p. + annexes (sous la direction locale de JP Bricquet et JL Janeau, IRD).

Normandin L, Panisset M, Zayed J (2002) Manganese neurotoxicity : behavioural, pathological, and biochemical effects following various routes of exposure. Environ Health, 17 (3), 189-217.

Pant C.P., Jatanesen S. and Yasuno M., 1973.Prevalence of Aedes aegypti and Aedes albopictus and observations on the ecology of dengue haemorrhagic fever in several areas in Thailand. Southeast Asian J Trop Med Public Health, 4 (1) 113-121.

Radomyos B. and ali (1998) Opisthorchiasis and intestinal fluke infections in northern Thailand. Southeast Asian J Trop Med Public Health, 29 (1), 123-7.

Ruangkanchanasetr S, Suepiantham J. (2002) Risk factors of high lead level in Bangkok children. Medical Association Thai, 85 suppl 4, 1049-58.

Rungrokwanish, S., Paramee, S., Judge, S., 1998. An introduction to Yom river research station Phrae province, Northern Thailand. Watershed research Sub-division of Forest Environment and Development Division, Royal Forest Department, Bangkok, 34 p.

Santos-Burgoa C and ali (2001) Exposure to manganese : health effects on the general population, a pilot study in central Mexico. Environ Res, 85 (2), 90-104.

Simmons R.W. and Pongsakul P., 2002. Towards the development of an irrigation infrastructure based sampling strategy to rapidly evaluate the spatial distribution of Cd in rice based agricultural systems. Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science 14-21 August 2002, Bangkok Thailand

Sithithaworn P. and ali (1997) Parasite-associated morbidity : liver fluke infection and bile duct cancer in northeast Thailand. International Journal for Parasitology, 24 (6), 833-43.

Souris M., Nitapattana N., Barbazan Ph., Herbreteau V., Yoksan S., Bellec C., Gonzalez J. P., 2003. Water borne infections diseases: chao praya basin disease evolution in a changing environment. *In*: A Comparative study on river basin development and management. The Chao Phraya River Basin, Thailand, Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, IWMI, Colombo.

Sukontason K. and ali (1998) Viability of metacercariae in northern Thai traditional foods. Southeast Asian J Trop Med Public Health, 29 (4), 714-6.

Vongbuddhapitak A and ali (2002) Dietary exposure of Thais to pesticides during 1989-1996. Journal AOAC Int, 85 (1), 134-40.

Waikagul J. (1998) Opisthorchis viverrini metacercaria in Thai freshwater fish. Southeast Asian J Trop Med Public Health, 29 (2), 324-6.

Williams, J.R. and H.D. Berndt. 1977. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. Trans. ASAE 20:1100-1104.

DEMANDE BUDGETAIRE

Objectifs	Méthodologie	2003	2004	2005
Changements d'usages des terres au sein du bassin versant				
• Reconstitution des changements d'usages des terres depuis 1995, date de mise en eau du barrage.	Enquêtes, photo-aériennes, données satellitaires	2000	2000	2000
• Evaluation des taux d'érosion et apports de sédiments à la retenue.	Mesures de l'érosion sur bassins amont	2000	2000	2000
Sédimentation de la retenue collinaire				
• Quantification des sédiments	Campagne de bathymétrie, volumétrie	1500	1500	1500
• Calibration du modèle d'érosion	Bilan hydrique et fonctionnement de la retenue	1000	1000	1000
Qualités des eaux et des sédiments	Campagnes de prélèvements, sonde multi paramètres, carottages (simultanées avec bathymétrie)	1000	1000	1000
• Qualité des eaux	Analyses chimiques, métaux, bilans	1500	1500	1500
• Qualité des sédiments	Analyses chimiques, métaux, bilans	5000	5000	5000
• Qualité biologique	Analyses biologiques (poissons)	2000	2000	2000
Maladies infectieuses liées à l'eau				
• Variations depuis 1995 de la dengue et de la leptospirose	Vulnérabilité des populations. • capture et identification de moustiques et larves, • capture et identification de rongeurs, dissection des organes (poumons, foie, rate et rein, ainsi que collecte de sang) pour analyse virale,	3000	3000	3000
	Corrélation spatiale maladie-retenue	2000	2000	2000
Maladies liées aux métaux lourds et polluants				
• Variations depuis 1995 des cancers de la vésicule biliaire et des troubles neurologiques	Enquêtes, SIG			
	Vulnérabilité des populations.	1500	1500	1500
	Corrélation spatiale maladie-retenue	2000	2000	2000
TOTAL		**24500**	**24500**	**24500**