

23

CETEM

Série Tecnologia Ambiental

**Distribuição de
Mercúrio em Solos
e Sedimentos
Lacustres na
Região de Alta
Floresta, MT**

**Luiz Drude de Lacerda
Mário Gomes Ribeiro Jr.
Margareth de Souza
Gisele Antunes Ayres**

PRESIDENTE DA REPÚBLICA: Fernando Henrique Cardoso
VICE-PRESIDENTE DA REPÚBLICA: Marco Antonio Maciel
MINISTRO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA: Ronaldo Mota Sardenberg
SECRETÁRIO EXECUTIVO: Carlos Américo Pacheco
SECRETÁRIO DE COORDENAÇÃO DAS UNIDADES DE PESQUISA:
João Evangelista Steiner

DIRETOR: Fernando Freitas Lins

DIRETOR ADJUNTO: Juliano Peres Barbosa

DEPTº DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS (DTM): Adão Benvindo da Luz

DEPTº DE METALURGIA EXTRATIVA (DME): Ronaldo Luiz C. dos Santos

DEPTº DE QUÍMICA ANALÍTICA E INSTRUMENTAL (DQA): Maria Alice C. de Góes

DEPTº DE ESTUDOS E DESENVOLVIMENTO (DES): Carlos César Peiter

DEPTº DE ADMINISTRAÇÃO (DAD): Cosme Regly

Luiz Drude de Lacerda

*Professor do Departamento de Geoquímica da
Universidade Federal Fluminense*

CONSELHO EDITORIAL

Editor

Roberto C. Villas Bôas

Conselheiros Internos

Antonio Carlos Augusto da Costa, Marisa B. de Mello Monte,
Peter Rudolph Seidl

Conselheiros Externos

Armando Corrêa de Araújo (MBR), Artur Cezar Bastos Neto (IPAT),
James Jackson Griffith (Univ. Federal de Viçosa), Luis Enrique Sánchez
(EPUSP), Luiz Drude de Lacerda (UFF), Luiz Lourenço Fregadolli (RPM)

A **Série Tecnologia Ambiental** divulga trabalhos relacionados ao setor minero-metalúrgico, nas áreas de tratamento e recuperação ambiental, que tenham sido desenvolvidos, ao menos em parte, no CETEM.

O conteúdo deste trabalho é de responsabilidade exclusiva do(s) autor(es)

Jackson de F. Neto COORDENAÇÃO EDITORIAL
Vera Lúcia Ribeiro EDITORAÇÃO ELETRÔNICA

Distribuição de mercúrio em solos e sedimentos lacustres na região de Alta Floresta, MT/Luiz Drude de Lacerda et alli. - Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 1999.

23p.- (Série Tecnologia Ambiental; 23)

1. Mercúrio-Poluição - Alta Floresta, bacia de resíduos de mercúrio - Solos. I. Lacerda, Luiz Drude de. II. Centro de Tecnologia Mineral. III. Título. IV. Série

ISBN 85-7227-120-1

ISSN 0103-7374

CDD. 622.3454

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| RESUMO/ABSTRACT | 1 |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 3 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 5 |
| 2.1 Amostragem..... | 5 |
| 2.2 Análises Químicas..... | 6 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 8 |
| 3.1 Distribuição de Hg nos solos superficiais | 8 |
| 3.2 Distribuição de Hg em perfis de solos florestais | 12 |
| 3.3 Distribuição de Hg em sedimentos de lagos | 14 |
| 4. CONCLUSÃO..... | 19 |
| BIBLIOGRAFIA | 20 |

RESUMO

A distribuição de Hg em solos superficiais da região rural de Alta Floresta, mostrou-se fortemente influenciada pela localização de fontes potenciais de Hg e pela cobertura vegetal. As maiores concentrações foram encontradas em um raio de no máximo 20 km das fontes e sob solos de floresta, atingindo até 210 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Os solos sob pastos mostraram teores de Hg até uma ordem de grandeza inferiores aos valores encontrados sob florestas nos mesmos pontos. Este resultado sugere que solos de pasto atuam como fontes difusas de Hg, através da reemissão permanente do Hg depositado. A acumulação de Hg em solos ocorre somente no horizonte superficial rico em matéria orgânica, principalmente em solos hidromórficos. Em latossolos a distribuição de matéria orgânica ao longo do perfil do solo controla a distribuição de Hg, podendo ocorrer enriquecimentos em profundidades ricas em matéria orgânica, mas sempre com concentrações bem inferiores às encontradas nos horizontes superficiais. A deposição de Hg em lagos correlacionou-se com a produção de ouro na região de Alta Floresta ao longo dos últimos 20 anos. As taxas de deposição de Hg atingiram valores de até 327 $\mu\text{g.m}^{-2}\text{.ano}^{-1}$, entre 1988 e 1993, decrescendo a partir desse ano. As taxas de deposição de Hg nos lagos de Alta Floresta são similares àquelas relatadas para outras regiões de garimpo da Amazônia, e mesmo para regiões industrializadas.

Palavras-chave: mercúrio, solos, vegetação, sedimentos, Alta Floresta

ABSTRACT

Mercury distribution in superficial soils of the rural region of Alta Floresta was strongly influenced by the location of the potential sources of Hg and by the vegetation. The highest concentrations were found in a maximum of 20 km radius of the sources and in forested soils, reaching up to 210 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Pasture soils showed Hg concentrations of one order of magnitude inferior to the concentrations of forested soils in the same points. This result suggests that pasture soils act as a diffuse source of Hg, through the permanent reemission of deposited Hg. The accumulation of Hg in soils occurs only at the superficial horizon, rich in organic matter, mainly in hydromorphic soils. In Oxisols, the distribution of organic matter through the soil profile controls the distribution of Hg, with enrichment at depths rich in organic matter, but always with concentrations much lower than at superficial horizons. Mercury deposition in lakes was correlated with gold production in the Alta Floresta region for the last 20 years. The deposition rates of Hg reached values up to 327 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$, between 1988 and 1993, and then decreasing from this year on. The Hg deposition rates on the Alta Floresta lakes are similar to the reported for other "garimpo" regions of the Amazon, and even for industrialized regions.

Keywords: mercury, soils, vegetation, sediments, Alta Floresta

1. INTRODUÇÃO

A atividade garimpeira de ouro na região de Alta Floresta, Mato Grosso, teve seu máximo no final da década de 1980, quando a produção de ouro atingiu cerca de 15 toneladas anuais (Hacon, 1996; Rodrigues, 1994; Farid, 1992). Estima-se que, nesse período, de 13 a 17 toneladas de Hg tenham sido emitidas anualmente na região rural junto aos garimpos, e entre 1 e 2 toneladas anuais tenham sido emitidas na área urbana de Alta Floresta, quando da venda e purificação do ouro por casas compradoras (Hacon, 1996; Farid, 1992). Após esse período, a atividade garimpeira diminuiu em até 80% a partir de 1992, resultando em menor produção de ouro e conseqüente diminuição da emissão de Hg. Atualmente estima-se a produção regional de ouro em apenas 1 a 3 toneladas anuais, e uma emissão de Hg para o ambiente da mesma ordem de grandeza (Hacon, 1996).

Apesar da diminuição significativa das atividades ligadas ao garimpo de ouro, a região de Alta Floresta recebeu de 150 a 200 toneladas de Hg ao longo dos últimos 20 anos. O destino dessa expressiva carga de Hg, entretanto, é pouco conhecido, embora de fundamental importância para a correta avaliação do risco potencial à saúde humana e ambiental devido à contaminação de solos e sedimentos por Hg. Esse risco está associado à exposição humana através da contaminação de organismos aquáticos, produtos agrícolas, da ingestão de água e da inalação de ar contaminado, além da ingestão direta de partículas de solo contaminadas por crianças. (Revis *et al.*, 1989; Hacon, 1996)

As emissões de Hg originadas no garimpo de ouro são predominantemente atmosféricas, representando de 65% a 75% do total da emissão (Pfeiffer & Lacerda, 1988). Essa emissão origina-se principalmente na queima do amálgama nas zonas de garimpo e na purificação do ouro durante a comercialização, realizada nas casas compradoras na zona urbana (Rodrigues, 1994). A deposição atmosférica é, portanto, a principal via de en-

trada para o meio ambiente do Hg gerado pela garimpagem de ouro. Dois compartimentos ambientais são ideais para se estudar a deposição atmosférica de Hg em regiões sob a influência de garimpos: solos superficiais e sedimentos de lagos.

Os solos da região de Alta Floresta são majoritariamente latossolos vermelho-amarelos, com ocorrência de solos hidromórficos localizados. São solos profundos, de até 3,0 m de profundidade, ferralíticos e orgânicos, e muito pobres em Hg ($<20 \mu\text{g.kg}^{-1}$), uma vez que inexistem na região litologias contendo Hg (Rodrigues, 1994; Lacerda *et al*, 1991a; Hacon, 1996). Qualquer variação espacial observada na concentração de Hg nesses solos será, portanto, devida à diferenças nas taxas de deposição atmosférica, desde que fora da área de influência direta dos rejeitos de garimpo. Assim, a distribuição de Hg em solos superficiais é um instrumento importante no estudo da variação espacial das emissões, pelo menos para o caso específico de Alta Floresta. Além disso, o estudo da distribuição vertical de Hg em perfis desses solos pode fornecer informações quanto à mobilidade do Hg depositado, e seu potencial de contaminação de águas de superfície e subterrâneas por lixiviação. (Roulet & Lucotte, 1995)

Os sedimentos de fundo de lagos, por outro lado, integram ao longo do tempo as entradas de Hg, tanto da deposição atmosférica quanto da lixiviação dos solos da bacia de drenagem de cada lago. O estudo da variação das concentrações de Hg ao longo de perfis de sedimentos de lagos permite analisar a variação temporal das emissões através da datação das camadas do sedimento e de estimativas de taxas de sedimentação. (Rasmussen, 1994)

No presente estudo são mostradas as concentrações de Hg em solos superficiais e em perfis de sedimentos de lagos na região de Alta Floresta, a fim de determinar a distribuição da deposição atmosférica de Hg sobre a região, com o objetivo de traçar o destino das quase 200 toneladas desse contaminante emitidas na região ao longo dos últimos 20 anos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Amostragem

Os solos de Alta Floresta são latossolos vermelho-amarelos, ferralíticos, que estão distribuídos uniformemente por toda a região. Embora de mesma origem e composição, estes solos encontram-se sob diferentes usos, particularmente sob florestas primárias e sob pastos. As amostras de solo foram coletadas em 27 pontos, cobrindo uma área total aproximada de 2.200 km², ao redor da zona urbana de Alta Floresta. Em cada ponto de amostragem foram coletados solos de superfície (de 0,0 a 2,0 cm abaixo da camada de húmus) e a profundidade de 10,0 cm. Em cada ponto foram amostrados solos sob florestas primárias e sob pastos imediatamente adjacentes às florestas, de tal forma que cada par de amostra sob floresta e pasto tivesse a mesma posição relativa às fontes potenciais de Hg.

Em pontos selecionados, incluindo uma área de solos hidromórficos, foram realizados furos de trado até 3,4 m de profundidade, ou até atingir a rocha alterada, e coletadas amostras de solo em diferentes profundidades. Estes perfis foram realizados somente em solos sob floresta primária. A localização de todos os pontos de coleta de solos superficiais e dos furos de trado, é mostrado na Figura 1.

Foram coletados perfis de sedimentos de fundo em três lagos na região (Figura 1). Os perfis foram coletados usando-se tubos de acrílico transparentes de 9,0 cm de diâmetro interno, inseridos manualmente no sedimento até 60 cm de profundidade. Os perfis foram seccionados em fatias de 1,0 cm até 5,0 cm de profundidade, em fatias de 3,0 cm até 15 cm de profundidade, e em fatias de 5,0 cm até a base do perfil.

Todas as amostras de solos e sedimentos foram embaladas em sacos plásticos e mantidas a 10°C. As amostras foram transportadas em caixas térmicas até a análise em laboratório na Universidade Federal Fluminense, Niterói.

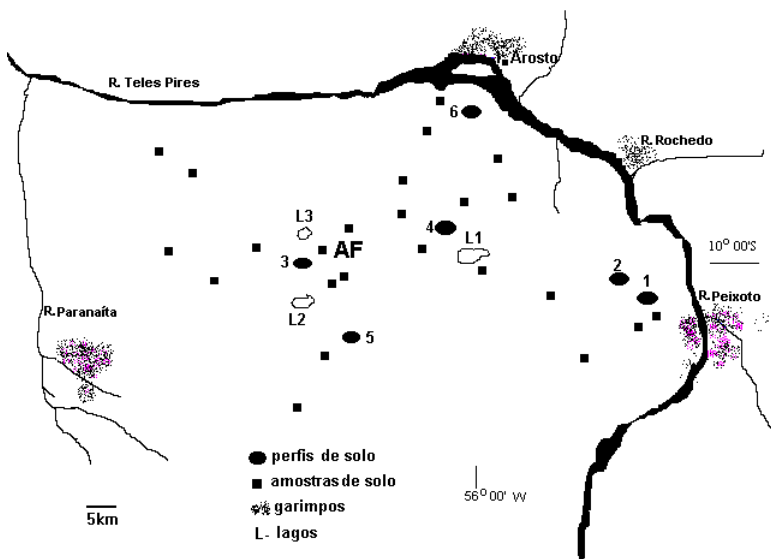


Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem de solos e lagos na região de Alta Floresta, MT

2.2 Análises químicas

No laboratório, todas as amostras de solos e sedimentos foram secas em estufa, com ventilação, a 50°C até peso constante, e guardadas em frascos de teflon. O teor de matéria orgânica das amostras foi determinado por gravimetria após combustão em forno mufla a 450°C por 24h. As amostras calcinadas foram digeridas em *água regia* (3:1 vol/g) até a secura e retomadas em 20 ml de HCl 0,5 N. Os extratos ácidos foram usados para determinação das concentrações totais de Fe, por

espectrofotometria de absorção atômica convencional de chama. Padrões de referência (Sedimentos Fluviais do *Institute of Soil Fertility Research*, Holanda) foram analisados, seguindo-se a mesma metodologia. As diferenças entre a metodologia utilizada e os valores de referência, foram sempre menores que 5% para todas as amostras analisadas.

As concentrações de Hg foram determinadas em 5 subamostras para cada ponto de coleta de solo ou fatia de perfil de sedimento, usando-se 2,0 g secas por sub-amostra. As amostras foram digeridas por 1 hora em 20 ml de *água regia* diluída a 50 % em erlenmeyers de 125 ml, utilizando-se um sistema de condensação tipo “dedo-frio” em cada frasco (Malm, 1992; Gonçalves, 1994). A concentração de Hg foi determinada por redução do extrato ácido com SnCl_2 , por espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor frio (CVAAS), para amostras com concentrações maiores que $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$, e por espectrofotometria de fluorescência atômica com geração de vapor a frio (CVAFS), para amostras com concentrações inferiores a este valor. Os limites de detecção calculados para cada técnica foram, respectivamente, de $5,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$ e $1,0 \text{ng.kg}^{-1}$. Paralelamente, foram analisadas 12 amostras de um padrão de referência (Sedimentos Fluviais, *United States Department of Commerce, Bureau of Standards*) com concentração certificada de $60 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Os resultados obtidos com as técnicas utilizadas nesse estudo apresentaram uma concentração média de Hg neste padrão de referência de $58,0 \pm 3,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Distribuição de Hg nos solos superficiais

As concentrações de Hg em solos superficiais sob pasto e sob floresta são mostradas nas Figuras 2 e 3 respectivamente. As concentrações variaram de acordo com a localização das fontes de Hg. As maiores concentrações de Hg foram medidas em solos sob florestas ($25\text{-}210\ \mu\text{g.kg}^{-1}$) e atingiram valores máximos na região próxima aos antigos garimpos do Arosto e do Rio Peixoto, onde variaram de 150 a $210\ \mu\text{g.kg}^{-1}$. Nos solos sob pastos, as concentrações foram significativamente mais baixas, variando de 9,0 a $42\ \mu\text{g.kg}^{-1}$. Embora também influenciadas pela proximidade de áreas de garimpo, as concentrações mais elevadas encontradas nos solos de pasto variaram entre 30 e $42\ \mu\text{g.kg}^{-1}$ somente.

As concentrações de Hg encontradas na região de Alta Floresta estão de acordo com outras reportadas para solos amazônicos, mas são menores que aquelas reportadas para solos urbanos de Alta Floresta. Aula *et al.* (1994) encontraram concentrações de Hg em solos da região de Tucuuruí variando entre 80 e $120\ \mu\text{g.kg}^{-1}$. Roulet & Lucotte (1995) encontraram concentrações máximas de Hg em solos florestais da Guiana Francesa em torno de $300\ \mu\text{g.kg}^{-1}$, enquanto que Shrestha & Quillarque (1989), estudando solos do distrito de Roscio, Venezuela, encontraram concentrações de Hg de 40 a $350\ \mu\text{g.kg}^{-1}$ (média de $101\pm 103\ \mu\text{g.kg}^{-1}$), sendo os valores máximos também encontrados próximo a áreas de garimpo. Na região urbana de Alta Floresta, entretanto, as concentrações máximas de Hg atingiram valores até uma ordem de grandeza mais elevadas. (Rodrigues, 1994; Farid, 1992)

A distribuição das linhas de iso-concentração (Figuras 2 e 3) sugere que o Hg emitido nas áreas de garimpo para a atmosfera é depositado nos primeiros 10 a 20 km da fonte. Este padrão de

deposição, relativamente próximo a fontes, foi bem descrito para regiões urbanas, porém com as concentrações máximas ocorrendo bem mais próximo às fontes, geralmente a menos de 1,0 km. (Marins *et al.*, 1991; Rodrigues, 1994)

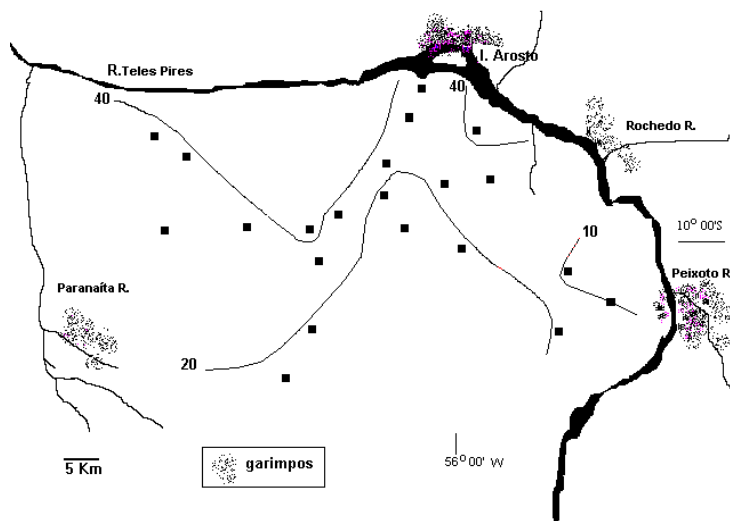


Figura 2 - Concentrações de Hg em solos de pasto em Alta Floresta ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

Vários trabalhos têm sugerido que a forma particulada do Hg é um componente importante da emissão de casas compradoras de ouro em regiões urbanas, onde altas temperaturas e substâncias fundentes são utilizadas no processo de purificação (Marins & Tonietto, 1995; Hacon *et al.*, 1995). Isto pode resultar na emissão de diferentes formas de Hg, incluindo Hg-particulado, HgO e Hg²⁺ (Marins & Tonietto, 1995). A emissão dessas formas de Hg leva a uma rápida deposição do Hg emitido sobre áreas relativamente pequenas. Os resultados apresentados nas Figuras 2 e 3 confirmam esses estudos anteriores, uma vez que nem os solos florestais nem aqueles sob pasto apresentaram concentrações elevadas de Hg próximo à área urbana de Alta Floresta, o que seria esperado se a emissão das casas compradoras se distribísse de forma mais ampla.

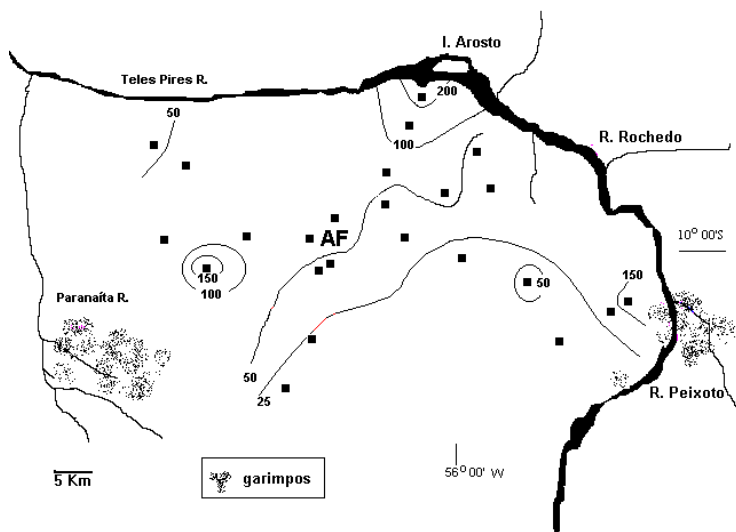


Figura 3 - Concentrações de Hg em solos de floresta em Alta Floresta ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

Por outro lado, as emissões nas áreas de garimpo são resultado da queima do amalgama a baixa temperatura, levando a emissão preferencial de vapor de Hg. Esta forma química do Hg possui um tempo de residência na atmosfera mais longo que as formas particulada ou iônica e, portanto, pode ser distribuída por áreas maiores. Isto resulta em concentrações menores em solos rurais que em solos urbanos. As linhas de isoconcentração obtidas confirmam esse padrão.

A influência da proximidade de fontes sobre a distribuição de Hg em solos também é confirmada pela correlação significativa entre as concentrações em solos de floresta e sob pasto, embora essas concentrações sejam significativamente diferentes. Por outro lado, não foram encontradas correlações significativas entre as concentrações de Hg em solos superficiais e aquelas coletados a 10 cm de profundidade, mostrando que a influência da fonte provavelmente restringe-se aos horizontes superficiais do solo, e que sua distribuição vertical no perfil do

solo é característica de cada tipo de solo ou mesmo de cada ponto de coleta. (Figura 4)

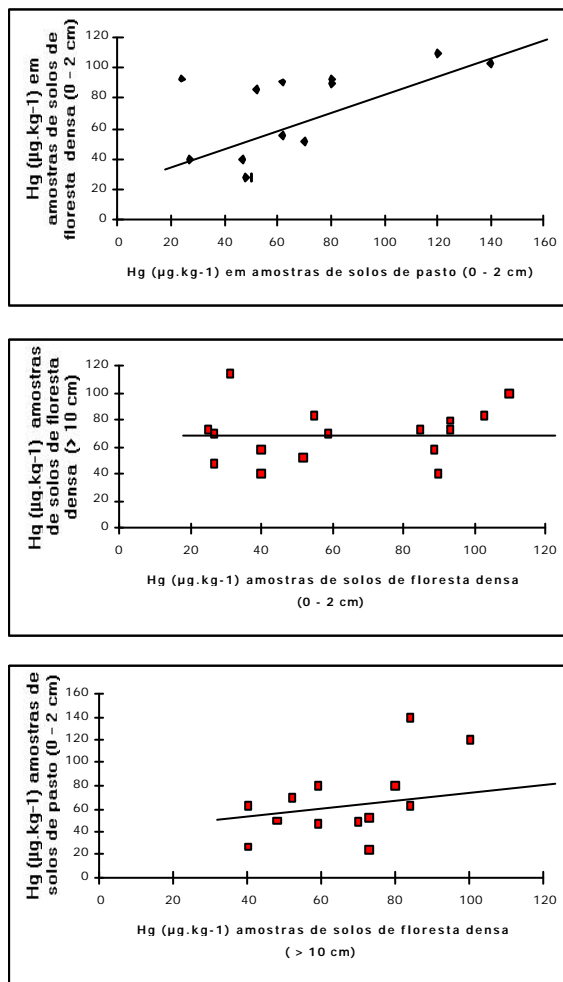


Figura 4 - Correlação entre concentrações de Hg em solos superficiais e sub-superficiais

3.2 Distribuição de Hg em perfis de solos florestais

A distribuição de Hg em solos tropicais foi muito pouco estudada. Via de regra, os estudos restringiram-se às camadas superficiais do solo (<20 cm) e encontraram máximos de concentração de Hg em horizontes superficiais ricos em matéria orgânica, e acumulações secundárias em horizontes sub-superficiais ricos em óxidos de ferro. (Roulet & Lucotte, 1995; Aula *et al.*, 1994)

Os resultados obtidos nos perfis da região de Alta Floresta são apresentados na Figura 5. Em todos os perfis foi encontrado um enriquecimento de Hg nas camadas superficiais ricas em matéria orgânica. A influência da proximidade de fontes também foi verificada nessas amostras, com as concentrações mais elevadas ($>150 \mu\text{g.kg}^{-1}$), ocorrendo nas amostras superficiais dos perfis 01, 02 e 06 (Figura 5). A acumulação de Hg em horizontes superficiais ocorreu tanto nos perfis de latossolos quanto no perfil de solo hidromórfico (perfil 01) Este comportamento também foi observado em solos ferralíticos e hidromórficos na floresta tropical da Guiana Francesa (Roulett & Lucotte, 1995). Em solos de várzea, Revis *et al.* (1989) também encontraram concentrações de Hg variando entre 100 e 300 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, porém restritos aos primeiros 20 cm de profundidade do perfil.

A distribuição vertical do Hg foi bastante afetada pela distribuição de matéria orgânica. Somente no perfil 03 e no perfil de solo hidromórfico não foi verificada uma correlação significativa entre as duas variáveis. Semu *et al.* (1987) estudaram experimentalmente a migração de Hg em solos tropicais. Esses autores mostraram que a remoção de toda a matéria orgânica presente no solo resultou na redução da retenção de Hg por estes solos de até 95%, quando utilizadas soluções de HgCl_2 , sugerindo que a matéria orgânica é o principal fator controlador da migração do Hg inorgânico em solos. Uma vez que a deposição atmosférica de Hg envolve em quase 99% Hg inorgânico (Hg^{2+}) (Mason *et al.*, 1994), era esperado que correlações significativas entre Hg e o teor de matéria orgânica

fossem encontradas. Nos solos hidromórficos, entretanto, a quase ausência de matéria orgânica abaixo do horizonte superficial permite a livre migração do Hg para camadas mais profundas do perfil, e até mesmo para a água subterrânea.

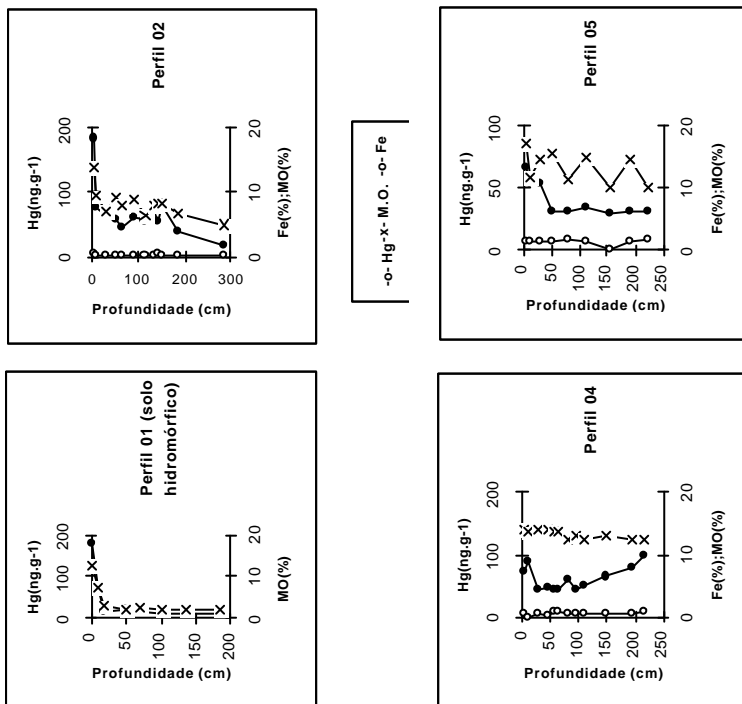


Figura 5 - Distribuição de Hg em perfis de latossolos e solos hidromórficos da região de Alta Floresta, MT

Embora trabalhos anteriores tenham encontrado acumulação de Hg em horizontes ricos em ferro, não foram encontradas correlações significativas positivas entre Hg e ferro em nenhum dos perfis analisados de fato, pelo menos no perfil 04, houve uma correlação negativa significativa, entre os dois parâmetros. Entretanto, ao contrário dos solos superficiais, correlações significativas entre as concentrações de Hg e o teor de matéria

orgânica foram encontradas em todos os perfis analisados, com exceção do perfil de solo hidromórfico, devido a quase ausência de matéria orgânica nos horizontes sub-superficiais e do perfil 04, cujo nível de significância foi de apenas 0,05. (Tabela 1)

Tabela 1 - Correlação entre as concentrações de Hg e o teor de ferro e matéria orgânica em perfis de solo na região de Alta Floresta

| Perfil | r (Hg x Fe) | r (Hg x MO) | n | P < 0,01 (Fe, MO) |
|-------------------|-------------|-------------|----|-------------------|
| 01 (hidromórfico) | - | +0,671 | 08 | - , NS |
| 02 (latossolo) | -0,364 | +0,741 | 09 | NS, S |
| 03 (latossolo) | -0,601 | +0,748 | 12 | NS, S |
| 04 (latossolo) | -0,882 | +0,734 | 09 | S,NS |
| 05 (latossolo) | +0,793 | +0,986 | 09 | NS, S |
| 06 (latossolo) | +0,372 | +0,874 | 12 | NS,S |

Nota: (n = número de amostras, S = significativo, NS = não significativo)

3.3 Distribuição de Hg em sedimentos de lagos

Os lagos amostrados foram originados pelo represamento de pequenos córregos durante a abertura de estradas. Esta escolha deveu-se ao fato de lagos assim formados tornarem possível sua datação sem o auxílio de traçadores como ^{210}Pb , ^{14}C ou outros, uma vez que a mudança drástica do tipo de sedimento, solos inundados (*gley*) para sedimentos autóctones lacustres, é de fácil visualização, permitindo um cálculo relativamente preciso das taxas de sedimentação. Por outro lado, uma desvantagem do estudo do perfil de sedimento desses lagos é a presença de grandes mobilizações de material posteriores a sua formação, o que impede a avaliação das taxas de acumulação de sedimentos e, conseqüentemente, de Hg em alguns lagos.

A Figura 06 apresenta a caracterização dos perfis de sedimentos dos três lagos estudados e suas respectivas concentrações de Hg. Os perfis dos lagos 01 e 03, mostram

claramente o período de formação do lago, quando ocorre a mudança do *gley* para sedimentos orgânicos tipicamente lacustres. No perfil do lago 02, entretanto, a grande entrada de material alóctone constituído de uma argila vermelha, fina, típica de movimentação de materiais de estrada, impede qualquer tentativa de estimar-se taxas de sedimentação. Essa mobilização ocorreu também na superfície do lago 03, também impedindo o cálculo das taxas de sedimentação. Entretanto, no perfil do lago 03, é nítido um aumento significativo das concentrações de Hg encontradas no *gley* ($< 70 \mu\text{g.kg}^{-1}$) com os sedimentos formados a partir de 1978 quando da formação do lago. As concentrações de Hg do material argiloso recém-depositado ($90-110 \mu\text{g.kg}^{-1}$) são semelhantes às dos solos superficiais medidos nas proximidades dos lagos (Figuras 02 e 03).

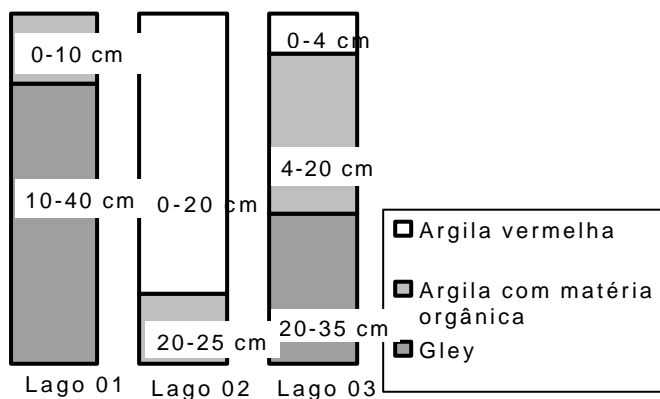


Figura 6 - Características dos sedimentos dos lagos estudados na região de Alta Floresta

O perfil do lago 01 apresenta as condições ideais para estimar-se taxas de sedimentação e de deposição de Hg. A base deste perfil é constituída pelo *gley*, típico dos solos hidromórficos da região, e com concentrações de Hg constantes e similares àqueles solos, variando de 50 a $70 \mu\text{g.kg}^{-1}$, ao longo do perfil de *gley*. Este resultado também é confirmado pelas

concentrações de Hg na base do perfil do lago 03. A cerca de 7 cm de profundidade, inicia-se o processo de sedimentação de material lacustre, rico em matéria orgânica e Hg. Assumindo-se que isso ocorreu durante a abertura de estrada, por volta de 1978, é possível estimar a taxa de sedimentação desse lago em $0,39 \text{ cm.ano}^{-1}$.

As concentrações de Hg aumentam de 50 a $70 \mu\text{g.kg}^{-1}$ no *gley* para valores de até $210 \mu\text{g.kg}^{-1}$, logo abaixo da superfície, com uma pequena redução na camada mais superficial, que corresponde aos últimos 2 a 3 anos. Essa distribuição de Hg reflete perfeitamente a produção de ouro da região, que atingiu seu máximo entre 1989 e 1991, reduzindo-se drasticamente depois desse ano.

As taxas de acumulação de Hg nos sedimentos do lago 1 (fluxo de Hg) foram calculadas pela seguinte equação (Cundy & Croudace, 1995):

$$f(\text{Hg}) = \rho \cdot (C_i - C_0) \cdot s \cdot 10^4 \quad [1]$$

$f(\text{Hg})$ = fluxo de Hg ($\mu\text{g.m}^2.\text{ano}^{-1}$)

ρ = densidade do sedimento (g.cm^3)

C_i = concentração de Hg na profundidade i ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

C_0 = concentração de *background* ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

s = taxa de sedimentação (cm.ano^{-1})

O fluxo de *background* de Hg não pode ser calculado neste tipo de ambiente lacustre, uma vez que não é possível calcular a taxa de sedimentação do *gley*. Entretanto, considerando-se a taxa de acumulação média de solos amazônicos de cerca de 1,0 metro por 3.000 anos ($0,03 \text{ cm.ano}^{-1}$), e uma concentração de Hg de $67,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$, pode-se estimar essa taxa em cerca de $10 \mu\text{g.m}^2.\text{ano}^{-1}$. Esta taxa estimada encontra-se dentro da faixa esperada para ambientes não-contaminados por Hg em locais sem anomalias geológicas contendo Hg. (Mason *et al.*, 1994)

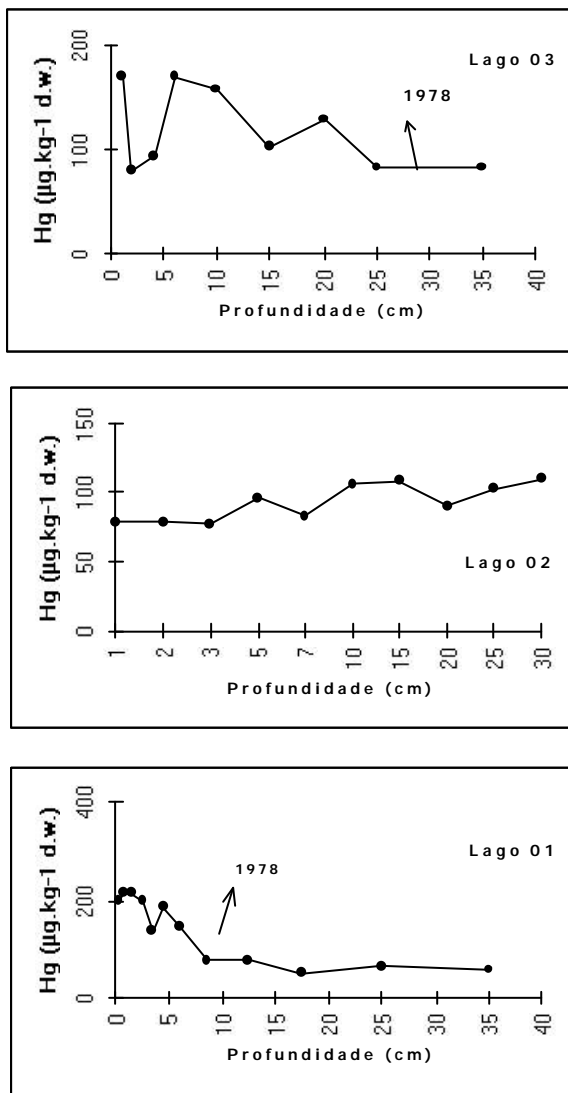


Figura 7 - Distribuição de Hg em perfis de sedimentos de lagos da região de Alta Floresta, MT

A Figura 8 apresenta a variação das taxas de deposição de Hg no Lago 1 e a produção de ouro (Au). Os fluxos de Hg calculados para o lago 1 apresentam um aumento entre 1978 e 1985 de valores de *background*, correspondentes ao *gley*, a $262 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$, decrescendo entre 1985 e 1988 para $153 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$, atingindo um máximo entre 1989 e 1993 de $327 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$, decrescendo novamente após 1993, para aproximadamente $294 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$, refletindo a produção de ouro da região. Estudos realizados em lagos canadenses também mostraram uma correlação entre as taxas de deposição de Hg e as cargas deste metais para as respectivas drenagens. (Johnson, 1987)



Figura 8 - Produção de Ouro (Au) e Deposição de Hg na Região de Alta Floresta

As taxas estimadas para Alta Floresta são superiores àquelas reportadas para outras regiões amazônicas (Lacerda et al., 1991b,c, 1995; Tumplig *et al.*, 1995) e industriais (Mason et al., 1994). A grande concentração de garimpos na região, praticamente circundando toda a área estudada, explica essas altas taxas de deposição.

4. CONCLUSÃO

Os resultados apresentados mostram que os solos de Alta Floresta atuam tanto como *sinks* de Hg, o caso de solos florestais, como fontes difusas de Hg, no caso de solos de pasto. A distribuição de Hg em pastos sugere reemissões intermitentes, dificultando a modelagem do transporte de Hg emitido para a atmosfera. Os resultados obtidos em ambos os tipos de solos, entretanto, apontam para uma dispersão de Hg relativamente restrita à proximidade das fontes, sugerindo que outras formas químicas de Hg são emitidas para a atmosfera além da forma vapor. Este resultado ganha suporte quando comparado aos resultados obtidos na distribuição de Hg em bioindicadores (Malm, 1996) e a especiação do Hg emitido pelas casas compradoras de ouro. (Marins, 1996)

A distribuição de Hg em perfis de solos não mostra acumulação deste poluente em horizontes sub-superficiais, sugerindo que a maior parte do Hg depositado permanece nos horizontes superficiais, não sendo provável a contaminação de águas subterrâneas da região e corrobora os resultados obtidos por Hacon (1996), que mostraram concentrações extremamente baixas de Hg em águas de poço coletadas na região.

A distribuição de Hg em perfis de sedimentos de lagos correlaciona-se às emissões totais estimadas pela região, e mostram uma contaminação importante revelando taxas de acumulação de Hg similares às aquelas encontradas em outras regiões reconhecidamente contaminadas por esse metal.

BIBLIOGRAFIA

- Aula, I.; Braunschweiler, H.; Leino, T.; Malin, I.; Porvari, P.; Hatanaka, T.; Lodenius, M. & Juras, A., 1994. Levels of mercury in the Tucuruí reservoir and its surrounding área in Pará, Brazil. In: C.J. Watras & J.W. Huckabee (eds.). *Mercury as a Global Pollutant: Toward Integration and Synthesis*, Lewis Publ., Boca Raton, p:21-40.
- Baeyens, W.; Leermakers, M.; Dedeuwaerder, H. & Larsens, P. 1991. Modelization of the mercury fluxes at the air-sea interface. *Water, Air, & Soil Pollution* **56**: 731-744
- Cundy, A.B. & Croudace, I.W., 1995. Sedimentary and geochemical variations in a salt marsh: mud flat environment from the mesotidal Hamble estuary, southern England. *Marine Chemistry* **51**:115-132.
- Farid, L.H., 1992 (org.). Diagnóstico preliminar dos impactos ambientais gerados por garimpo de ouro em Alta Floresta, MT. *Série Tecnologia Ambiental CETEM* **2**:1-190.
- Ferrara, F.; Petrodino, A.; Maserti, E.; Seritti, A. & Barghigiani, C. 1982. The biogeochemical cycle of mercury in the Mediterranean. Part II. Mercury in the atmosphere, aerosol and in rain of a northern Tyrrhenian area. *Environmental Technology Letters* **3**: 449-456
- Fitzgerald, W.F.; Mason, R.P. & Vandal, G.M. 1991. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions. *Water, Air, & Soil Pollution* **56**: 745-767
- Gonçalves, G.O. 1994. *Instrução Técnica*, IT 003, Biblioteca CETEM, Rio de Janeiro.
- Hacon, S (1996) Exposição ao mercúrio da população humana de Alta Floresta, Mato Grosso. Ph.D. Thesis, Universidade Federal Fluminense, Niterói, p.134.

- Hacon, S.; Artaxo, P.; Gerab, F.; Yamasoe, M.A.; Campos, R.C.; Conti, L.F. & Lacerda, L.D., 1995. Atmospheric mercury and trace elements in the region of Alta Floresta in the Amazon basin. *Water, Air and Soil Pollution* **80**:273-283.
- Johnson, M.G., 1987. Trace element loadings to sediments of fourteen Ontario Lakes and correlations with concentrations in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**:3-31.
- Lacerda, L.D. 1995. Amazon mercury emissions. *Nature* . **374**:20-21.
- Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C. & Bastos, W.R. 1991a. Mercury dispersal in the Pocone Region, Mato Grosso State, Central Brazil. *Ciência & Cultura* .**43**: 317-320.
- Lacerda, L.D.; Marins, R.V.; Souza, C.M.M.; Rodrigues, S.; Pfeiffer, W.C. & W.R. Bastos. (1991b). Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailings drainage in Poconé, Brazil. *Water, Air & Soil Pollution* **53/54**:264-273.
- Lacerda, L.D.; Salomons, W.; Pfeiffer, W.C. & Bastos, W.R. (1991c). Mercury distribution in sediment profiles of remote high Pantanal lakes, Central Brazil. *Biogeochemistry* **14**: 72-79.
- Lacerda, L.D.; Malm, O., Guimarães, J.R., Salomons, W. & Wilken, R-D. 1995. Mercury and the new gold rush in the south. In: *Biogeochemistry of pollutants in soil and sediments*. W. Salomons & W.R. Stigliani (eds.). Springer Verlag, Berlin, p:213-245.
- Lindqvist, O. 1985. Atmospheric mercury - a review. *Tellus* **37B**:136-159.
- Malm, O. 1992. *Contaminação ambiental e humana por mercúrio na região garimpeira do Rio Madeira, Amazônia*. PhD Th., Inst. Biofísica, Univ. Fed. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Marins, R.V. 1996. Este volume.

- Marins, R.V., J.A. Imbassay, W.C. Pfeiffer, & W.R. Bastos. 1991. Contaminação atmosférica de mercúrio em area produtora de ouro no distrito de Poconé, MT. *In: Proc.I Inter. Simp. Environm. Studies Tropical Forest*. Biosfera Ed., Rio de Janeiro, p: 209-213.
- Marins, R.V. & Tonietto, G.B., 1995. An evaluation of the sampling and measurements techniques of mercury in air. *In: Proceedings of the 5th Brazilian Geochemical Congress*, Niteroi, p:1-4.
- Mason, R.P.; Fitzgerald, W.F. & Morel, F.M.M. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. *Geochimica Cosmochimica Acta* **58**:3191-3198.
- Pfeiffer, W.C. & Lacerda, L.D., 1988. Mercury inputs into the Amazon Region, Brazil. *Environmental Technology Letters* **9**:325-330.
- Rasmussen, P.E. 1994. Current methods of estimating atmospheric mercury fluxes in remote areas. *Environmental Science Technology* **28**:2233-2241.
- Revis, N.W.; Osborne, T.R.; Holdsworth, G. & Hadden, C., 1989. Distribution of mercury species in soil from a mercury-contaminated site. *Water, Air and Soil Pollution* **45**:105-113.
- Rodrigues, S., 1994. *Determinação dos níveis de «background» e avaliação do grau de contaminação por metais pesados em sub-bacias hidrográficas das regiões garimpeiras de Poconé (MT) (Hg, Cu, Pb, Zn, Fe e Mn) e Alta Floresta (Hg)*. Tese de Mestrado, Departamento de Geoquímica, Niteroi, 80p.
- Roulet, M. & Lucotte, M., 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air and Soil Pollution* **80**:1079-1088.
- Schoroeder, W.H.; Lindqvist, O.; Munthe, J. & Xiao, Z. 1992. Volatilization of mercury from lake surfaces. *The Science of the Total Environment* **125**: 47-66

- Semu, E.; Singh, B.R. & Selmer-Olsen, A.R., 1987. Adsorption of mercury compounds by tropical soils. II Effect of soil: solution ratio, ionic strength, pH, and organic matter. *Water, Air and Soil Pollution* **32**: 1-10.
- Shrestha, K. P. & Quilique, X. R., 1989. A preliminary study of mercury contamination in the surface soil and river sediment of the Roscio District, Bolivar State, Venezuela. *The Science of the Total Environment* **79**:233-239.
- Tumpling, W.V.; Wilken, R-D. & Einax, J. 1995. Mercury contamination in the northern Pantanal region, Mato Grosso, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration* **52**: 127-134.