



## **VARIAÇÃO SAZONAL DE ELEMENTOS-TRAÇO ASSOCIADOS AOS SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NO ALTO RIO MADEIRA, AMAZÔNIA OCIDENTAL**

R.C.F. Galvão<sup>1\*</sup>; J.P.O. Gomes<sup>1,2\*\*</sup>; R. Almeida<sup>1,3\*\*\*</sup>; J.V.E. Bernardi<sup>1</sup>; W.R. Bastos<sup>1</sup>;  
L.D. Lacerda<sup>4\*\*\*\*</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR, Rodovia BR 364, km 9,5, CEP: 78.900-500, Porto Velho, RO, Brasil

<sup>2</sup> Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, Av. Jorge Teixeira, 3559, Porto Velho, RO, Brasil

<sup>3</sup> Laboratório de Radioisótopos EPF, Instituto de Biofísica CCF, Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

<sup>4</sup> Laboratório de Biogeoquímica Costeira, Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, Universidade Federal do Ceará – UFC, Av. Abolição, 3207, CEP: 60.165-081, Meireles, Fortaleza, CE, Brasil

E-mail: \*roberta\_biologa@yahoo.com.br; \*\*joapaulo@unir.br; \*\*\*ronaldoalmeida@unir.br; \*\*\*\*ldrude@fortalnet.com.br

Recebido em 09/07, aceito para publicação em 04/08

### **ABSTRACT**

*Natural and anthropogenic factors contribute to the increase in suspension solids production in the Madeira River basin, being trace elements the main substances carried in suspension. Among these elements Hg is one representing greater risk to human health. This study on the high Madeira River basin investigate the seasonal variation of suspended matter and associated trace elements in two contrasting hydrological periods: November, 2003 (dry season) and February, 2004 (rain season). Highest suspended load was observed in the rainy season (523 mg.L<sup>-1</sup>) and its chemical composition similar to local soils and geology suggest higher contribution from natural sources. The trace metals showed no significant change in concentrations in the suspended solids between the two periods also suggesting the contribution of natural sources. Although the seasonal variation of Hg concentrations followed the same behavior, the relatively high concentrations may indicate leaching of soil deposited Hg originally from anthropogenic sources.*

### **RESUMO**

*Processos naturais e antrópicos contribuem com o aumento na produção de sólidos em suspensão na bacia do Rio Madeira, sendo os elementos traço o grupo das substâncias mais afetado por este aumento. Dentre estes elementos, o Hg é aquele com maior potencial tóxico para população humana na região. Este estudo, ao longo do Alto Rio Madeira, investigou as variações sazonais do material em suspensão e elementos traço associados em dois períodos hidrológicos distintos: Novembro de 2003*

(*estação seca*) e *Fevereiro de 2004 (estação chuvosa)*. As maiores concentrações de material em suspensão ocorreram na estação chuvosa ( $523 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e sua composição química foi similar aquela verificada na geologia e solos locais, sugerindo a importância de fontes naturais para os metais estudados. Embora a variação sazonal das concentrações de Hg tenham sido similar aos outros metais, as concentrações relativamente elevadas podem sugerir a lixiviação de Hg depositado em solos originado em fontes antrópicas.

## INTRODUÇÃO

Segundo Latrubesse *et al.* (2005), o Rio Madeira transporta uma carga de 50% de sólidos em suspensão ao Rio Amazonas, alcançando valores de 248 a 600 milhões de toneladas por ano. Adsorvidos a esses sólidos em suspensão encontram-se os elementos-traço, que são elementos químicos encontrados naturalmente na natureza. A poluição das águas por metais-traço é um importante fator que afeta tanto o ciclo geoquímico desses elementos quanto à qualidade ambiental (Kabata-Pendia & Pendias, 2001) e sua mobilização a partir do material em suspensão é potencialmente perigosa, não somente para o ecossistema como também para o suprimento de água potável.

Dentre os metais, o Hg é um dos que representa maior risco à saúde humana, particularmente quando inalado sob a forma de vapor ou ingerido sob a forma de metil-Hg, formado na natureza pela metilação de  $\text{Hg}^{2+}$  mediada por bactérias aeróbias e anaeróbias. A elevada biodisponibilidade e capacidade de bioacumulação do metil-Hg pela biota aquática, particularmente peixes, constitui-se em importante problema de saúde ambiental cada vez mais preocupante na Bacia Amazônica (Bastos & Lacerda, 2004). Duas principais fontes são reconhecidas como responsáveis por essa contaminação: os garimpos de ouro e a queima de florestas para agropecuária (Pfeiffer & Lacerda, 1988; Roulet, 1998; Hermann, 2004; Almeida *et al.*, 2005).

O Hg metálico é usado nas atividades garimpeiras na Amazônia graças à sua propriedade de formar amálgama, tornando possível a extração do ouro granulométrico disperso no sedimento de fundo, como ocorre no leito do Rio Madeira. Depois de utilizado, o Hg metálico é lançado no ambiente na fase de vapor (durante a queima do amálgama) e na fase líquida (perdas no manuseio). O vapor de Hg é oxidado na atmosfera e retorna ao ambiente aquático, onde fica sujeito aos processos de organificação, cujo produto é, então, mobilizado nas cadeias alimentares aquáticas (Pfeiffer *et al.*, 1991). Fatores limnológicos como pH, condutividade elétrica, disponibilidade de oxigênio, temperatura, atividade biológica e concentração de nutrientes, entre outros, são relevantes nos processos de organificação do Hg no ambiente (Fagerstrom *et al.*, 1972).

Os primeiros estudos realizados na Amazônia a respeito da toxicidade do Hg e de suas concentrações basais estavam concentrados na calha dos rios, principalmente nos rios Madeira e o Tapajós, devido à atividade garimpeira que se concentrou nessas áreas e atingiu seu ápice na década de 80 (Bastos & Lacerda 2004).

Segundo Herrmann (2004), o desmatamento seguido de queimada e posterior estabelecimento da agropecuária tem grande influência na liberação do Hg dos solos Amazônicos. A mudança nos usos do solo na Amazônia facilita a lixiviação e erosão superficial do solo, favorecendo o transporte do Hg para outras áreas. A queima da

floresta, também libera Hg presente na biomassa e no solo superficial para a atmosfera, devido às altas temperaturas que volatilizam este elemento (Almeida *et al.*, 2005).

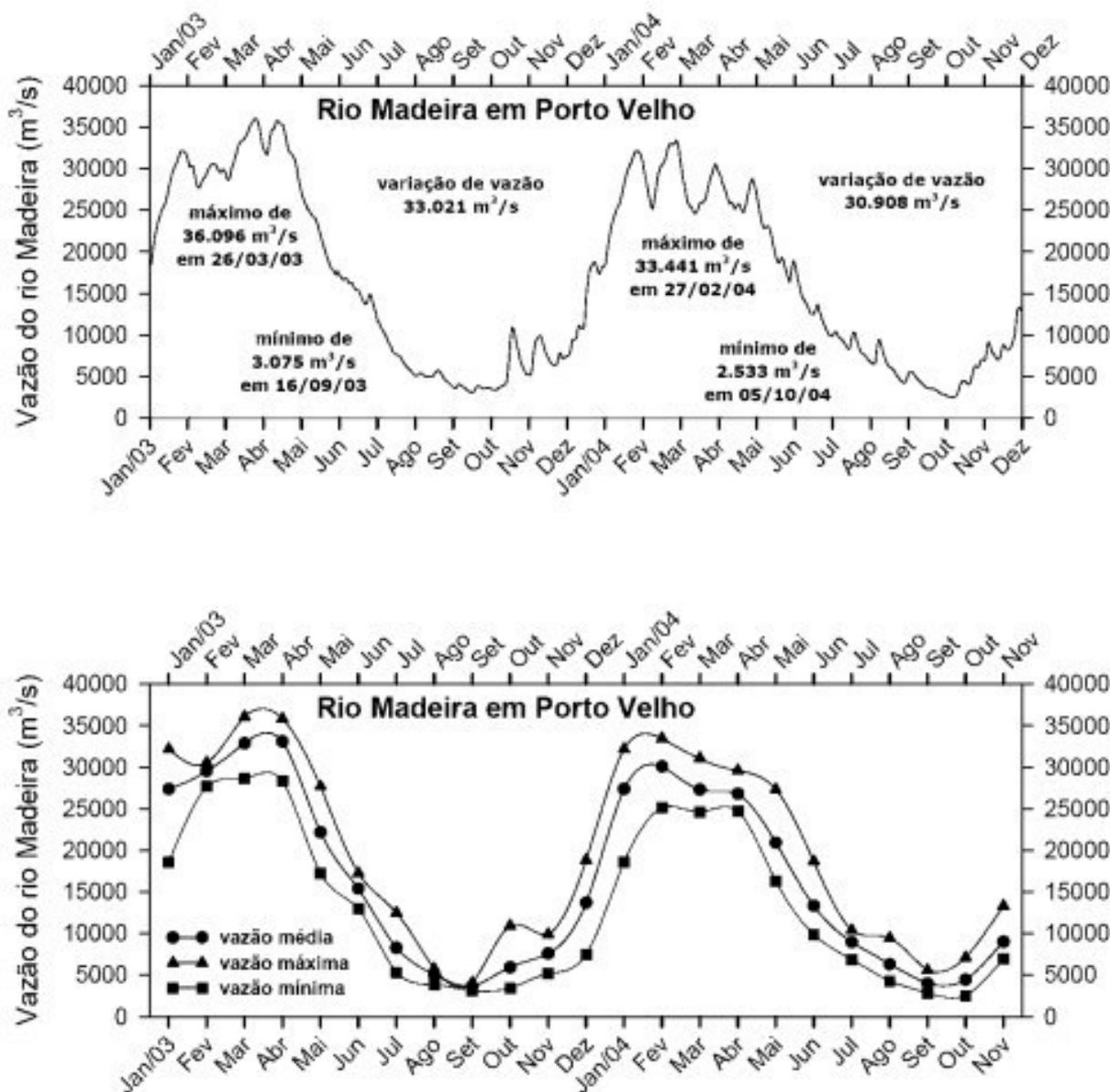
Além do Hg, outros metais-traço também são transportados pelos sólidos em suspensão e também tem suas cargas afetadas por mudanças nos usos do solo da região, uma vez que a constituição geológica tem grande importância na composição da água dos rios e lagos que drenam metais e partículas dos solos, contribuindo assim, para a composição físico-química da água regional, além de sua representação no particulado em suspensão (Mortatti & Probst, 1998; Bonoto & Silveira, 2003).

Nos processos naturais as contribuições para o aumento da concentração de metais-traço em águas superficiais são o intemperismo de rochas e o escoamento superficial da água das chuvas após lavagem e lixiviação dos elementos do perfil do solo da região (Guilherme *et al.*, 2005). Nos processos antrópicos o aumento das concentrações de metais deve-se à liberação de efluentes e disposição inadequada de resíduos sólidos ou da deposição atmosférica e a alterações nas reações químicas que controlam os mecanismos de adsorção e dessorção de metais em partículas. A dinâmica dos sólidos em suspensão é um fator chave para se entender o funcionamento ecológico, ambiental e geoquímico de muitos rios, principalmente na região Amazônica e reflete os principais processos naturais e antrópicos dominantes na bacia de drenagem (Stumm & Morgan, 1996; Sioli *et al.*, 1967).

De uma forma geral, o Rio Madeira apresenta um regime fluvial e sedimentológico que é uma síntese dos regimes de seus dois formadores, os rios Beni e Mamoré. O regime fluvial do Rio Madeira caracteriza-se por apresentar períodos de cheia e de recessão bem definidos. O início da subida do hidrograma ocorre durante os meses de outubro e/ou novembro, atingindo seu pico durante os meses de março e/ou abril, quando tem início a recessão, que se estende até setembro e/ou outubro (FURNAS, 2005a).

Em Porto Velho, o trimestre com maior vazão compreende os meses de fevereiro a abril. O mês com maior frequência de ocorrência do pico de cheia é o mês de março com 63% (20 ocorrências em 32 eventos), seguido de abril com 34% (11 ocorrências em 32 eventos). Há registro de apenas um pico de cheia observado em fevereiro, no ano de 1987. O trimestre com menor vazão compreende os meses de agosto a outubro, com as mínimas vazões ocorrendo predominantemente no mês de setembro. A vazão média no período histórico (1967 a 2001) é cerca de  $19.000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , enquanto que a vazão máxima diária registrada atingiu a  $48.570 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  em 14 de abril de 1984. A vazão mínima registrada ocorreu em setembro de 1995 atingindo  $3.145 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (FURNAS, 2005b). Os registros fluviométricos, diários e mensais, do Rio Madeira nos anos de 2003 e 2004, que cobre, portanto, o período no qual foram realizadas as campanhas, está apresentado na figura 1.

No presente estudo foi caracterizado a variação sazonal das concentrações de material em suspensão e elementos traço associados no Alto Rio Madeira em dois períodos hidrológicos distintos: Novembro de 2003 (estação seca) e Fevereiro de 2004 (estação chuvosa), objetivando estimar a importância relativa dos diferentes processos naturais e antrópicos responsáveis pela carga destas substâncias, através da análise das correlações entre diferentes indicadores geoquímicos determinados nas águas e material em suspensão.



**Figura 1:** Variações Diária e Média da Vazão do Rio Madeira, em Porto Velho (2003-2004).

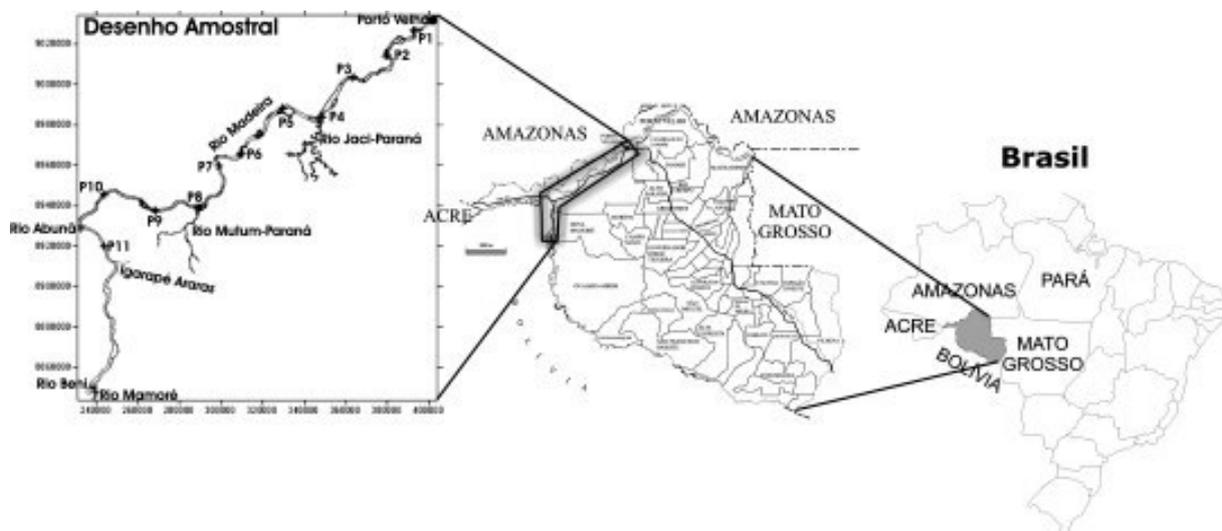
## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

A região do Alto Rio Madeira situa-se à montante da rede hidroviária do Rio Madeira (Alto Rio Madeira), compreendendo desde a sua formação pelos rios Beni e Mamoré, seus afluentes da margem direita (rios Jacy-Paraná e Mutum-Paraná) e seu mais importante afluente da margem esquerda (Rio Abunã), chegando até a Cachoeira de Santo Antônio – Porto Velho. Nesse trecho de cerca de 360 km, o Rio Madeira apresenta 18 cachoeiras (Figura 2).

### Desenho amostral

O desenho amostral para a área resultou da marcação de pontos de coleta em imagens LANDSAT-TM 7, formando uma malha experimental composta por 23 transectos de amostragem, sendo 11 transectos no período de estiagem e 12 no



**Figura 2:** Localização da área de estudo evidenciando o desenho amostral.

período de cheia, distribuídos de modo regular, com intervalos ao longo da coordenada “X”, paralela ao leito do rio de 25 km e, ao longo da coordenada “Y”, transversal a área amostrada, tendo sido feitas coletas na margem esquerda e direita e num ponto central no canal principal (Bernardi *et al.*, 2001). A equidistância entre os *transsectos* dos dois períodos sobrepostos foi de 12,5 km. A partir desta malha experimental, as coordenadas geográficas dos pontos de coleta foram aferidas em campo, com auxílio de receptores de GPS, modelo GARMIN® III Plus (Figura 2).

As coletas foram realizadas em novembro de 2003 (estiagem) e fevereiro de 2004 (cheia). As amostras de água foram coletadas à  $\pm 25$  cm abaixo da superfície da lamina d’água. O acondicionamento das amostras foi em garrações de polietileno, que possuem menor adsorção a íons metálicos (CETESB, 1987), previamente descontaminados durante 24hs em solução de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) a 5% e enxaguados com água ultra-pura (MILLI-Q 18,2M $\Omega$ , Millipore, USA).

### ***Métodos analíticos***

As metodologias de extrações químicas aplicadas neste estudo constam do APHA (1971), sendo encontradas em várias publicações recentes que tratam desse tipo de amostragem e análise química (CETESB, 1987; Bastos *et al.*, 1998; Bonotto & Silveira, 2003; Hatje *et al.*, 2003; Taillefert & Gaillard, 2002), tendo sido realizadas adaptações, quando necessárias, no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UNIR.

Em laboratório as amostras de água foram submetidas a um processo de filtração a vácuo, passando-se uma alíquota da amostra por um filtro de celulose (Millipore) seco e pré-pesado (PI) de 47 mm e 0,45  $\mu\text{m}$  de diâmetro de poro. Após a filtração de um volume conhecido ( $\cong 1\text{L}$ ), os filtros foram colocados em estufa para secagem a  $\pm 60^\circ\text{C}$  por 24 h, sendo em seguida pesado novamente (PF), obtendo-se a quantidade de sólidos em suspensão em  $\text{mg.L}^{-1}$ , através da diferença do PI e PF.

### ***Determinação de Hg total***

Após o processo de filtração, os filtros foram colocados em tubos de ensaio, adicionado 1 mL de água ultra pura (MILLI-Q 18,2 M $\Omega$ ) ao material e logo após 5 mL de uma solução de água régia ( $\text{HCl}:\text{HNO}_3 - 3:1$ ), levando-se ao banho Maria por

15 min. a 60°C. Resfriou-se em banho de gelo e adicionaram-se 10 mL de permanganato de potássio ( $\text{KMnO}_4$ ) a 5%, levando-se novamente ao banho Maria por mais 30 min a 60°C. Deixou-se por um pernoite e, posteriormente, neutralizou-se com cloridrato de hidroxilamina ( $\text{HONH}_3\text{Cl}+\text{NaCl}$ ) a 12%, filtrando-se por gravidade em papel de filtro Whatmam 44. Aferindo-se o volume com  $\text{H}_2\text{O}$  ultra-pura a 14 mL em tubos de polietileno (Bastos *et al*, 1998).

### ***Determinação dos demais elementos-traço***

Após a filtração, colocou-se os filtros em Becker de 40 mL, fazendo-se um ataque agressivo com 10 mL de ácido nítrico concentrado ( $\text{HNO}_3$  65%), levando-se posteriormente à chapa quente ( $\cong 100^\circ\text{C}$ ) para acelerar o processo de solubilização com adição de gotas de peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Adicionou-se em seguida 10 mL de ácido clorídrico concentrado (HCl 37%), levando-se novamente à chapa quente. Após a secagem total, adicionou-se 10 mL de ácido clorídrico (HCl 0,1N), e filtrou-se por gravidade em papel de filtro de celulose (Whatmam 44), acondicionando em tubos de teflon. Aferiu-se o volume final com  $\text{H}_2\text{O}$  ultra-pura à 14 mL com ácido clorídrico (HCl 0,1N).

### ***Espectrofotometria de absorção atômica***

As análises quantitativas dos elementos-traço presentes nos sólidos em suspensão foram realizadas por espectrofotometria de absorção atômica (EAA). A determinação de Hg foi realizada por EAA com geração de vapor frio e sistema de injeção em fluxo (Flow Injection Mercury system - FIMS 400 - Perkin Elmer). Para os demais elementos-traço utilizou-se EAA por meio de chama ar comprimido-acetileno (GBC-AVANTA, Modelo-3000).

### ***Análise estatística univariada e multivariada***

Os dados foram submetidos a testes univariantes para a determinação de possíveis diferenças e ainda testar se as amostras pertenciam à uma mesma população. Dessa forma, as variáveis foram testadas quanto à normalidade, usando o teste de Shapiro Wilks (W), e quanto à homocedasticidade, usando a Análise de Variância (ANOVA/MANOVA), para dados paramétricos. Para reforçar as análises, o teste de Hotelling foi empregado para os dados paramétricos, a fim de verificar diferenças de médias para casos onde existam múltiplas variáveis dependentes, intervalores e um grupo formado por uma variável independente, como é o caso deste estudo. Quando os critérios de distribuição normal e de homocedasticidade não foram atingidos procedeu-se à comparação entre variâncias pelo teste de Kruskal-Wallis.

## **RESULTADOS**

Na estatística descritiva dos dados utilizaram-se medidas da estatística clássica (média, mínimo, máximo e desvio padrão). Pela observação dos valores médios notou-se que o período de cheia do Rio Madeira foi caracterizado por apresentar um total de sólidos em suspensão superior, ao período de vazante, como pode ser observado na tabela 1.

**Tabela 1:** Estatística descritiva das concentrações de sólidos em suspensão (SS; mg.L<sup>-1</sup>) e metais-traço (îg.g<sup>-1</sup>), Hg (ng.g<sup>-1</sup>) e Fe (mg.g<sup>-1</sup>) no Rio Madeira no período de cheia (Fev./2004) e seca (Nov./2003). D.P.= Desvio padrão.

	N	Cheia				Seca			
		Média	Mínimo	Máximo	D.P.	Média	Mínimo	Máximo	D.P.
<b>SS</b>	69	523	326	996	129	331	238	516	62
<b>Co</b>	69	8,7	6,3	11,0	1,1	9,1	6,3	11,1	1,1
<b>Cu</b>	69	19,6	16,2	22,0	1,4	21,6	18,6	26,9	1,8
<b>Cr</b>	69	17,6	11,1	40,2	4,9	17,2	13,4	23,7	3,1
<b>Pb</b>	69	14,4	11,2	17,5	1,6	10,9	2,7	14,9	2,1
<b>Hg</b>	69	45	30	84	10	49	37	87	11
<b>Zn</b>	69	88,1	51,8	121,1	12,9	47,4	0,3	117,5	37,2
<b>Mn</b>	69	423,4	354,6	676,0	55,9	454,2	209,8	827,2	114,7
<b>Fe</b>	69	35,8	28,9	41,9	2,7	35,3	18,5	66,7	8,1

As amostras foram submetidas ao teste de Shapiro Wilks ( $\alpha= 0,050$ ), no período de seca, observou-se que S.S. e os elementos Cr, Pb, Hg, Zn, Mn e Fe apresentaram distribuição normal (SS e Mn:  $p < 0,013$ ; e Cr, Pb, Hg, Zn e Fe:  $p < 0,001$ ); enquanto que no período de cheia se pôde notar que apenas SS e os metais Cr, Hg e Mn apresentaram normalidade (todos com  $p < 0,001$ ) (Tabela 2).

**Tabela 2:** Resultados dos testes de normalidade para sólidos em suspensão e elementos-traço observados na cheia\* (Fev./2004) e seca\* (Nov./2003), utilizando o teste de Shapiro-Wilks ( $\alpha= 0,05$ ).

	Cheia		Seca		
	N	W*	p*	W*	p*
<b>SS</b>	69	0,914502	0,012941	0,878533	0,000929
<b>Co</b>	69	0,968611	0,442835	0,956356	0,165624
<b>Cu</b>	69	0,947670	0,113736	0,972269	0,490698
<b>Cr</b>	69	0,895805	0,004154	0,733766	0,000001
<b>Pb</b>	69	0,837124	0,000180	0,958300	0,190419
<b>Hg</b>	69	0,806947	0,000044	0,835482	0,000090
<b>Zn</b>	69	0,880654	0,001741	0,958330	0,190835
<b>Mn</b>	69	0,912262	0,011252	0,721001	0,000001
<b>Fe</b>	69	0,831663	0,000138	0,982366	0,822103

Empregou-se a análise de variância (ANOVA/MANOVA) para os dados observados como paramétricos nos dois períodos amostrados (SS, Cr, Hg e Mn). Notou-se que apenas SS apresentou diferença significativa ( $p < 0,001$ ) entre os períodos de seca e cheia. A tabela 3 apresenta os valores de significância para SS, Cr, Hg e Mn, provenientes da análise de variância “*oneway*”, para os dois períodos amostrados.

Empregou-se o teste de Hotelling para os dados observados como paramétricos nos dois períodos amostrados (SS, Cr, Hg e Mn), onde pode-se confirmar a diferença significativa entre os períodos ( $p < 0,001$ ) (Tabela 4).

**Tabela 3:** Análise de variância “*oneway*” para sólidos em suspensão, Cr, Hg e Mn para os dois períodos amostrados.

Valores de F e p para valores paramétricos. Cheia (Fev./2004) e (Nov./2003).									
	SS		Cr		Hg		Mn		
	F	p	F	p	F	p	F	p	
<b>Intercepto</b>	1201,4	<b>0,00</b>	1204,4	0,0000	1414,6	0,0000	1676,0	0,0000	
<b>Período</b>	61,2	<b>0,00</b>	0,180	0,6728	0,1305	0,1305	2,060	0,1558	

**Tabela 4:** Resultados do teste de Hotelling para sólidos em suspensão, Cr, Hg e Mn para os dois períodos amostrados.

Teste de Hotelling e Wilks. Cheia (Fev./2004) e seca (Nov./2003) Rio Madeira.						
	Teste	Valor	F	Efeito	Erro	p
<b>Intercepto</b>	Wilks	0,0096	1648,933	4	64	<b>0,000000</b>
	Hotelling	103,0583	1648,933	4	64	<b>0,000000</b>
<b>Período</b>	Wilks	0,4069	23,323	4	64	<b>0,000000</b>
	Hotelling	1,4577	23,323	4	64	<b>0,000000</b>

Empregou-se o teste Kruskal–Wallis para os dados observados como não-paramétricos (Co, Cu, Pb, Zn e Fe), onde se pôde observar que apenas Cu, Pb e Zn apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,001$ ) enquanto que o Co ( $p < 0,30$ ) e o Fe ( $p < 0,86$ ) não apresentaram diferenças entre os dois períodos amostrados.

## DISCUSSÃO

O Rio Madeira é classificado como um rio de águas brancas amareladas ricas em sólidos em suspensão (Sioli *et al.*, 1967). Esses sólidos em suspensão constituem o material dissolvido e particulado que é transportado pelo rio ao longo de toda sua extensão incluindo o transporte e dispersão de poluentes orgânicos e inorgânicos. A região Andina sob alta pluviosidade e composta por rochas areníticas de fácil desagregação resulta em uma alta produção de sedimentos. Além desses processos naturais, fatores antrópicos que incluem a ocupação crescente da região Andina e o desmatamento na região Amazônica (áreas de florestas sendo transformadas em áreas para agropecuária), também contribuem significativamente com o aumento da carga de sedimentos.

Segundo Latrubesse *et al.*, (2005), o Rio Madeira drena terrenos mistos formando um sistema complexo (terrenos orogênicos, plataformas e crátons) favorecendo o transporte de cargas de sedimentos de diferentes origens, contribuindo para o arraste de vários elementos para as águas. Como os sólidos em suspensão provêm do carreamento de solos pelas águas pluviais, devido a esse transporte, e aos processos erosivos e desmatamentos na bacia, bem como, do lançamento de esgotos domésticos, efluentes das indústrias emergentes, e da dragagem para remoção de areia e atividades de garimpo, o Rio Madeira recebe um grande aporte de sólidos em suspensão.

Pela observação dos valores médios obtidos pela estatística descritiva, observou-se que no período de cheia o Rio Madeira apresentou maior concentração de sólidos em suspensão que o período de seca. Provavelmente, essa maior quantidade, ocorra em virtude de características que são condicionadas por fatores, como o regime pluviométrico, por exercer influência no transporte e acréscimo de sólidos, e de metais-

traço ao rio. Além disso, o Rio Madeira é um dos tributários andinos, recebendo uma grande carga de sólidos em suspensão, carga que segundo Latrubesse *et al.*, (2005) é de cerca de 330 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Diferentemente da cheia, na vazante, observou-se um corpo d'água mais homogêneo, devido a menor concentração média de material em suspensão. Isso, provavelmente, está associado ao fato de na cheia grande parte do sedimento encontrar-se em suspensão, enquanto na vazante ocorre maior deposição de sedimentos no fundo do rio.

Os resultados apresentados pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilks mostraram variáveis com distribuição paramétricas (SS, Cr, Hg, Mn) e não paramétricas (Co, Cu, Pb, Zn e Fe). Este teste de normalidade é premissa para a aplicação dos testes de diferença de variâncias. Desta forma a divisão dos dois grupos de variáveis foi pertinente para se estabelecer a hipótese nula, neste caso: não há diferença na concentração das variáveis entre os períodos hidrológicos de seca e cheia. O teste de variância múltipla (MANOVA) e o teste de Hotelling mostraram diferença significativa para os dois períodos hidrológicos, rejeitando a hipótese nula. Entretanto, o teste ANOVA *one-way* mostrou que somente a variável SS, obteve diferença significativa entre os períodos hidrológicos. Isto indica que a significância do SS foi suficiente para separar os dois períodos. Neste sentido que o teste de Hotelling foi aplicado para se confirmar o teste de variância múltipla (MANOVA). Assim sendo, pode-se inferir que as concentrações dos elementos Cr, Hg e Mn não variaram em função da variação dos sólidos em suspensão entre os períodos hidrológicos. Isto indica que as concentrações destes elementos não possuem relação de causa e efeito com os sólidos em suspensão. Para o grupo das variáveis não paramétricas o teste de variância não paramétrica Kruskal-Wallis/ANOVA mostrou diferença significativa entre os períodos para Cu, Pb e Zn, enquanto que, para Co e Fe as diferenças não foram significativas. Neste caso pode-se inferir somente que o Co e Fe, não tiveram diferenças nas concentrações entre os períodos hidrológicos em relação ao SS, pois para estes elementos a diferença não foi significativa. A não associação dos elementos Cu, Pb e Zn com o SS, se deve ao fato da variável SS apresentar distribuição normal, diferindo assim das distribuições destes elementos, não sendo possível estabelecer associações de causa e efeito do SS com estes três elementos, apesar das diferenças das variâncias das concentrações destes elementos serem significativas quando comparadas entre os períodos hidrológicos.

## **CONCLUSÕES**

Existe uma relação geoquímica entre os metais e os argilo-minerais dos sólidos em suspensão, dessa forma eles acabam se associando por afinidade química. A quantidade de sólidos em suspensão, bem como de elementos-traço disponíveis é função das características hidrológicas da região que vigoram em um determinado período e das características químicas das formações pedológicas e geológicas da sub-bacia.

De forma geral, as concentrações de metais-traço nos sólidos em suspensão na área estudada estão em similaridade com os valores apresentados em condições naturais. Os resultados mostram elevadas concentrações de Fe e Mn em quase todos os pontos amostrados. Isso, devido à formação geológica da bacia de drenagem e dos

tipos de solos da região, onde se impõe os latossolos, que se caracterizam por apresentar altos teores de Fe e Mn na sua formação. A quantidade de material particulado, também está associada à influência natural da formação terciária do cráton Andino, que por ser mais recente sofre maior intemperismo e, conseqüentemente, maior liberação de sedimentos.

Os elementos-traço considerados traçadores industriais e/ou urbanos como Co, Cr, Cu, Zn e Pb tiveram concentrações baixas nos compartimentos estudados, apesar da área estar sofrendo contribuição antrópica, visto que a atividade industrial no Estado de Rondônia e seu nível de urbanização ainda são bastante incipientes. As concentrações relativamente elevadas de Hg sugerem a remobilização dos estoques de Hg presentes em solos através da erosão e lixiviação e transporte de solos, potencializada por mudanças nos usos do solo (Roulet, 1998; Farella, 2005; Herrmann, 2004; Almeida *et al.* 2005).

Os testes de normalidade empregados na análise dos dados mostraram-se eficientes na identificação de normalidade, para se estabelecer os testes de diferença das variâncias. O teste de variância multivariada (MANOVA) indicou diferença apenas para o SS, podendo assim concluir que basta apenas uma variável significativa, aferida pela ANOVA one-way, para que a diferença seja significativa. Recomenda-se que o teste de variância multivariada (MANOVA) venha precedido com a análise de variância ANOVA one-way, que faz comparações pareadas, nos permitindo ir mais a fundo sobre as diferenças ou igualdades estabelecidas em relação às variâncias dos elementos traços.

De acordo com os testes realizados podemos inferir que as concentrações dos metais-traço estudados não possuem relação de causa e efeito com os sólidos em suspensão, durante os períodos hidrológicos de seca e cheia. Sugerindo que suas cargas totais serão função direta da carga de material em suspensão carregada para os rios e portanto extremamente influenciadas por alteração nos usos dos solos que resultem em alteração da exportação de material sólido aos rios.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro de Furnas Centrais Elétricas do Brasil e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) através do projeto CNPq/PPG-7-Fase II (Procs. N<sup>os</sup>. 556934/2005-9 e 556972/2005-8).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; HERMANN, J.C. (2005) Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, **137**: 179-186.
- APHA (1971) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 13<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association. Washington, DC.
- BASTOS, W.R.; MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; CEARY, D. (1998) Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon-Brazil. *Ciência & Cultura*, **50**: 255-260.
- BASTOS, W. R & LACERDA, L. D. (2004) A contaminação por mercúrio na Bacia do

- Rio Madeira: Uma Breve Revisão. *Geochimica Brasiliensis*, **18**: 99-114.
- BERNARDI, J.V.; FOWLER, H.G.; LANDIM, P.M.B. (2001) Um estudo de impacto ambiental utilizando análises estatísticas espacial e multivariada. *Holos Environment*, **2**: 162-172.
- BONOTTO, D. M. & SILVEIRA, E.G. (2003) Preference ratios for mercury and other chemical elements in the Madeira River, Brazil. *Journal of South America Earth Sciences*, **15**: 911-923.
- CETESB (1987) Guia de coleta e preservação de amostras de água. AGUDO, E.G. (Coord.) Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Básico, São Paulo, 197 p.
- FURNAS (2005a) Estudos Sedimentológicos do Rio Madeira. Estudos de Impacto Ambiental das Hidrelétricas do Rio Madeira, Relatório Técnico Final, Furnas Centrais Elétricas S.A., Porto Velho, 151 p.
- FURNAS (2005b) Modelagem da Qualidade da Água dos Reservatórios do Rio Madeira. Estudos de Impacto Ambiental das Hidrelétricas do Rio Madeira, Relatório Técnico Final, Furnas Centrais Elétricas S.A., Porto Velho, 100 p.
- FAGERSTROM, T. & JERNELOV, A. (1972) Some aspects of the quantitative ecology of mercury. *Water Research*, **6**: 1193-1202.
- FARELLA, N. (2005) Les fermes familiales de la région frontrière du Tapajós en Amazonie brésilienne: relations entre les origines, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement. Tese de Doutorado, Université du Québec à Montréal. Montréal, Canadá, 209 p.
- GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANE, D.Q.; CAMPOS, M.L.; MARQUI, G. (2005) Elementos traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos em Ciências do Solo*, **4**: 345-390.
- HATJE, V.; PAYNE, T.E.; HILL, D.M.; MCORIST, G.; BIRCH, G.F.; SZYMEZA, K.R. (2003) Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effects of pH, salinity, and particle loading. *Environmental International*, **29**: 619-629.
- HERRMANN, J.C. (2004) Mercúrio em solos de Rondônia: a geoestatística como ferramenta de análise da influência da ação antrópica (um estudo de caso). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, RO.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. (2001) Trace elements in soils and plants, 3 ed., CRC Press, Boca Raton, 413 p.
- LATRUBESSE, E.M.; STEVAUX, J.C.; SINHA, R. (2005) Tropical rivers. *Geomorphology*, **70**: 187- 206.
- MORTATTI, J. & PROBST, J.L. 1998. Hidrogeoquímica de bacias de drenagem, Editoração CPG/CENA, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Série Didática, v. 1, 235 p.
- PFEIFFER, W.C. & LACERDA, L.D. (1988) Mercury inputs to the Amazon region, Brazil. *Environmental Technology Letters*, **9**: 325-350.
- PFEIFFER, W.C.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. (1991) Mercury in the Madeira River ecosystem, Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, **38**: 239-245.
- ROULET, M. (1998) Effect of recent human colonization on the presence of mercury in Amazon ecosystems. *Water, Air, Soil Pollution*, **112**: 297-313.
- SIOLI, H. (1967) Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, **1**: 267-277.
- STUMM, W. & MORGAN, J.J. (1996) Aquatic chemistry: chemical equilibrium and rates in natural waters, 3 ed., John Wiley & Sons Inc., New York, 1022 p.
- TAILLEFERT, M. & GAILLARD, J.F. (2002) Reactive transport modeling of trace elements in the water column of a stratified lake: iron cycling and metal scavenging. *Journal of Hydrology*, **256**: 16-34.

