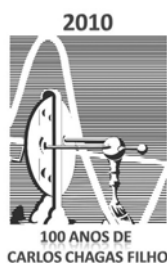


MARCIO RODRIGUES MIRANDA

**FORMAÇÃO DE METILMERCÚRIO NA BACIA
DO RIO MADEIRA, RONDÔNIA**

TESE SUBMETIDA À UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE
JANEIRO VISANDO A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR
EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOFÍSICA)



**Universidade Federal do Rio de Janeiro
Centro de Ciências da Saúde
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho
2010**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

MARCIO RODRIGUES MIRANDA

**FORMAÇÃO DE METILMERCÚRIO NA BACIA
DO RIO MADEIRA, RONDÔNIA**

Dissertação submetida à
Universidade Federal do Rio de
Janeiro como parte dos
requisitos para a obtenção do
título de Doutor em Ciências
Biológicas (Biofísica).

Orientador: Prof. Dr. Jean Remy Davée Guimarães

2010

FICHA CATALOGRÁFICA

Miranda, Marcio Rodrigues

FORMAÇÃO DE METILMERCÚRIO NA BACIA DO RIO MADEIRA,
RONDÔNIA. Rio de Janeiro: UFRJ/IBCCF, 2010

138 ff.

Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de
Biofísica Carlos Chagas Filho.

- | | |
|--------------------------|----------------------------|
| 1. Metilação do Mercúrio | 4. Floresta de Terra Firme |
| 2. Inundação | 5. Floresta Inundada |
| 3. Decomposição | 5. Igarapé |

I. Título

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Bacia Amazônica.	1
Figura 2. Zonas geomorfológicas da Bacia do Amazonas	2
Figura 3. Principais tributários da Bacia do Amazonas e suas respectivas contribuições na área de drenagem total	3
Figura 4. Distribuição dos rios de água branca	5
Figura 5. Distribuição dos rios de água clara	6
Figura 6. Distribuição dos rios de água preta	7
Figura 7. Bacia Hidrográfica do Rio Madeira e seus principais tributários	8
Figura 8. Período de águas altas na Bacia do Amazonas	9
Figura 9. Período de águas baixas na Bacia do Amazonas	10
Figura 10. Pulso de inundação	11
Figura 11. Ciclo biogeoquímico do mercúrio	13
Figura 12. Esquema simplificado do ciclo local do mercúrio em área de garimpo de ouro	15
Figura 13. Esquema simplificado do ciclo local do mercúrio na Bacia Amazônica	18
Figura 14. Corte esquemático do vale do Amazonas mostrando a diversidade dos ecossistemas amazônicos	23
Figura 15. Localização das AHEs de Santo Antônio e Jirau	24
Figura 16. O Complexo Hidrelétrico e Hidroviário do Rio Madeira	26
Figura 17. Localização da AHE Santo Antônio e sua área de influência	35
Figura 18. Alguns aspectos da Floresta de Terra Firme	37
Figura 19. Esquema simplificado da rizosfera	38
Figura 20. Pontos de coleta na Bacia do Rio Madeira	39

Figura 21. Esquema simplificado da incubação das amostras de rizosfera e solo com $^{203}\text{HgCl}_2$	41
Figura 22. Esquema simplificado da extração do metilmercúrio radioativo para medidas de potencial de metilação	43
Figura 23. Área de estudo para o experimento de inundação de matrizes terrestres	44
Figura 24. Preparo do experimento de inundação	46
Figura 25. Esquema simplificado da incubação das amostras de rizosfera e solo com $^{203}\text{HgCl}_2$ no experimento de inundação	47
Figura 26. Coleta das amostras na floresta inundada	50
Figura 27. Localização do Igarapé Mato Grosso	54
Figura 28. Distribuição da <i>Chamaecrista negrensis</i> no Igarapé Mato Grosso	56
Figura 29. Esquema do experimento de decomposição de folhas de <i>Chamaecrista negrensis</i> no Igarapé Mato Grosso	57
Figura 30. Preparo do experimento no Igarapé Mato Grosso	58
Figura 31. Incubações com $^{203}\text{HgCl}_2$ e $[^3\text{H}]$ Leucina nas folhas de <i>Chamaecrista negrensis</i>	60
Figura 32. Extração das proteínas marcadas	62
Figura 33. Obtenção dos parâmetros físico-químicos no Igarapé Mato Grosso	63
Figura 34. Potencial de metilação na rizosfera da Floresta de Terra Firme coletada na estação cheia e na estação seca	65
Figura 35. Potencial de metilação no solo da Floresta de Terra Firme coletado na estação cheia e na estação seca	66
Figura 36. Potencial de metilação na rizosfera da Floresta de Terra Firme submetidos a inundação experimental	67
Figura 37. Potencial de metilação no solo da Floresta de Terra Firme submetidos a inundação experimental	68
Figura 38. Modelo de regressão logarítmica da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao tempo de inundação do mesocosmo	69

Figura 39. Modelo de regressão geométrica da variável potencial de metilação no solo em relação ao tempo de inundação	70
Figura 40. Parâmetros físico-químicos do experimento de inundação	71
Figura 41. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação na rizosfera em relação à condutividade	73
Figura 42. Modelo de regressão geométrico da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial redox	74
Figura 43. Modelo de regressão linear da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial hidrogeniônico	75
Figura 44. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao total de sólidos em suspensão.	76
Figura 45. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação no solo em relação à condutividade	77
Figura 46. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação no solo em relação ao total de sólidos em suspensão	78
Figura 47. Potencial de metilação na rizosfera da Floresta Inundável coletada na estação cheia e na estação seca	79
Figura 48. Potencial de metilação no solo da Floresta Inundável coletado na estação cheia e na estação seca	80
Figura 49. Potencial de metilação nas folhas em decomposição de <i>Chamaecrsita negrensis</i>	81
Figura 50. Produção de carbono bacteriano nas folhas em decomposição	82
Figura 51. Parâmetros físico-químicos do Igarapé Mato Grosso	83
Figura 52. Modelo de regressão geométrica do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao tempo de exposição das folhas na água	85
Figura 53. Modelo de regressão linear da variável potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação à produção de carbono bacteriano	86
Figura 54. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao potencial redox	87

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao tempo de inundação	69
Tabela 2. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação no solo em relação ao tempo de inundação	70
Tabela 3. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação à condutividade	73
Tabela 4. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial redox (Eh)	74
Tabela 5. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial hidrogeniônico (pH)	75
Tabela 6. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao total de sólidos em suspensão (TDS)	76
Tabela 7. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação no solo em relação à condutividade	77
Tabela 8. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação no solo em relação ao total de sólidos em suspensão (TDS)	78
Tabela 9. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao tempo de exposição das folhas na água	85
Tabela 10. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação à produção de carbono bacteriano (PB)	86
Tabela 11. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao potencial redox (Eh)	87
Tabela 12. Potencial de metilação em diferentes matrizes da Região Amazônica e Pantanal	89
Tabela 13. Potencial de metilação na floresta inundada da Região Amazônica	99
Tabela 14. Potencial de metilação nas raízes de macrófita e folhas em decomposição	105

ABSTRACT

The aim of this study was to investigate mercury methylation sites at the direct influence area of the Santo Antônio reservoir construction in the Madeira River (Rondonia, Brazil). The following hypotheses were evaluated: i) *in situ* methylmercury production in the rhizosphere and soil from Terra Firme Forest; ii) methylmercury production stimulated by simulated Terra Firme flooding; iii) methylmercury production in the rhizosphere and soil stimulated by sazonal flooding pulse; iv) methylmercury production influenced by decomposing microbial activity of litter leaf in an aquatic environment. The samples were incubated with $^{203}\text{HgCl}_2$ to evaluate the methylmercury production. The physical-chemical parameters (pH, redox potential, dissolved oxygen, conductivity, temperature and suspended solids) were related to the radioactive methylmercury formed in inundation (ii) and decomposing (iv) experiments in order to evaluate their influence on methylmercury formation. The results from Terra Firme Forest confirmed the *in situ* methylmercury formation in rhizosphere (0.38 ± 0.16 %MeHg/g dry weight/24h, rainy season; 0.56 ± 0.35 %MeHg/g dry weight/24h, dry season) and soil samples (0.08 ± 0.03 %MeHg/g dry weight/24h, rainy season; 0.31 ± 0.18 %MeHg/g dry weight/24h, dry season). After 20 days of flooding, mercury methylation potential increased 38 fold in rhizosphere (1.49 ± 0.55 %MeHg/g dry weight/24h) and 44 fold in soil (3.98 ± 1.11 %MeHg/g dry weight/24h) when compared to non-flooding treatment (0.04 ± 0.03 % MeHg/g dry weight/24h, rhizosphere; 0.09 ± 0.07 %MeHg/g dry weight/24h, soil). Methylmercury formation was related to the flooding time (days), increased conductivity, pH and suspended solids and decreased redox potential. Regarding the Flooded Forest samples, the flooding pulse does not seem to influence methylmercury formation in rhizosphere (0.40 ± 0.19 %MeHg/g dry weight/24h, rainy season; 0.74 ± 0.43 %MeHg/g dry weight/24h, dry season) and soil samples (0.13 ± 0.07 %MeHg/g dry weight/24h, rainy season; 0.58 ± 0.31 %MeHg/g dry weight/24h, dry season). The higher mercury methylation potentials (10.63 ± 6.53 %MeHg/g dry weight/24h) and bacterial carbon production (0.13 ± 0.02 ng C/cm²/h) in decomposing leaves from *Chamaecrista negrensis* were observed at the first week of exposure in stream. The latter finding evidenced the importance of the microbiological community activity on methylmercury formation. Mercury methylation potential was positively related to redox potential. The results indicate that the area that will be affected by the construction of the reservoir has an enormous potential for methylmercury formation. This potential material is related with several environmental variables. Among these, the input of organic to the aquatic system and its subsequent degradation are likely to be the most important ones.

RESUMO

O objetivo desse trabalho foi investigar possíveis sítios de metilação na área de influência direta do futuro reservatório de Santo Antônio no Rio Madeira (Rondônia, Brasil). Foram avaliadas as seguintes hipóteses: i) produção *in situ* de metilmercúrio na rizosfera e solo da Floresta de Terra Firme; ii) produção de metilmercúrio na rizosfera e solo estimulada pela inundação artificial da Floresta de Terra Firme; iii) produção de metilmercúrio na rizosfera e solo da Floresta Inundável estimulada pelo pulso de inundação; iv) produção de metilmercúrio influenciada pela atividade microbiana durante a decomposição de folhas em um ambiente aquático. Para avaliar a produção de metilmercúrio, as amostras foram incubadas com $^{203}\text{HgCl}_2$ e posterior extração do metilmercúrio radioativo formado. Os fatores físico-químicos (potencial hidrogeniônico, potencial de redox, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura e total de sólidos em suspensão) foram relacionados com o potencial de metilação nos experimentos de inundação (ii) e (iv) decomposição para avaliar a influência destes na formação do metilmercúrio. Os resultados na Floresta de Terra Firme confirmaram a hipótese de que há formação *in situ* de metilmercúrio na rizosfera ($0,38\pm 0,16$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação cheia; $0,56\pm 0,35$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação seca) e solo ($0,08\pm 0,03$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação cheia; $0,31\pm 0,18$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação seca). A média do potencial de metilação 20 dias após a inundação foi cerca de 38 vezes superior na rizosfera ($1,49\pm 0,55$ %MeHg/g peso seco/24h) e cerca de 44 vezes superior no solo ($3,98\pm 1,11$ %MeHg/g peso seco/24h) quando comparados ao tratamento sem inundação ($0,04\pm 0,03$ % MeHg/g peso seco/24h, na rizosfera; $0,09\pm 0,07$ %MeHg/g peso seco/24h, no solo). A formação do metilmercúrio no experimento de inundação esteve relacionada com o tempo em que as matrizes estiveram inundadas, com o aumento da condutividade, com o potencial hidrogeniônico, com o total de sólidos em suspensão, e com a diminuição do potencial redox. Com relação à Floresta Inundada, o pulso de inundação parece não ter efeito na produção de metilmercúrio na rizosfera ($0,40\pm 0,19$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação cheia; $0,74\pm 0,43$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação seca) e no solo ($0,13\pm 0,07$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação cheia; $0,58\pm 0,31$ %MeHg/g peso seco/24h, na estação seca). Os maiores valores de potencial de metilação ($10,63\pm 6,53$ %MeHg/g p.s./24h) e produção de carbono bacteriano ($0,13\pm 0,02$ ng C/cm²/h) nas folhas de *Chamaecrista negrensis* em decomposição foram encontrados na primeira semana de exposição das folhas no igarapé, evidenciando a importância da atividade da comunidade microbiana na formação do metilmercúrio. O potencial de metilação esteve relacionado positivamente com o potencial redox. Os resultados obtidos evidenciam que a área que será afetada pela criação do reservatório possui um imenso potencial para a formação metilmercúrio e que está relacionada com diversas variáveis ambientais. Entre estas, possivelmente a mais importante seja a entrada da matéria orgânica no meio aquático e sua degradação pela comunidade microbiana.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Bacia Hidrográfica do Rio Madeira	1
1.2. Pulso de Inundação	9
1.3. O Mercúrio na Amazônia	12
1.4. A Formação do Metilmercúrio em Ecossistemas Amazônicos	19
2. HIPÓTESES SOBRE OS POTENCIAIS SÍTIOS DE METILAÇÃO	29
2.1. Hipótese 1. Produção <i>in situ</i> de metilmercúrio em ambiente terrestre	29
2.2. Hipótese 2. Produção de metilmercúrio estimulada pela inundação artificial de ambientes terrestres	30
2.3. Hipótese 3. Produção de metilmercúrio estimulada pelo pulso de inundação	31
2.4. Hipótese 4. Produção de metilmercúrio influenciada pela atividade microbiana durante a decomposição de folhas em ambiente aquático	32
3. OBJETIVOS	33
3.1. Objetivos Específicos	33
4. METODOLOGIA	34
4.1. Área de Estudo	34
4.2. Potencial De Metilação em Matrizes Terrestres	36
4.3. Potencial De Metilação em Matrizes Terrestres: Efeito da Inundação em um Experimento de Laboratório	44

4.4.	Potencial De Metilação na Área Inundável: Efeito da Inundação Sazonal	48
4.5.	Potencial De Metilação na Serrapilheira: Influência da Atividade da Comunidade Microbiana	51
4.6.	Análise Estatística dos Dados	64
5.	RESULTADOS	65
5.1.	Potencial de Metilação em Matrizes Terrestres	65
5.2.	Potencial de Metilação em Matrizes Terrestres: Efeito da Inundação em um Experimento de Laboratório	67
5.3.	Potencial de Metilação na Área Inundável: Efeito da Inundação Sazonal	79
5.4.	Potencial de Metilação na Serrapilheira: Influência da Atividade da Comunidade Microbiana	81
6.	DISCUSSÃO	88
6.1.	Potencial de Metilação em Matrizes Terrestres	88
6.2.	Potencial de Metilação em Matrizes Terrestres: Efeito da Inundação em um Experimento de Laboratório	92
6.3.	Potencial de Metilação na Área Inundável: Efeito da Inundação Sazonal	99
6.4.	Potencial de Metilação na Serrapilheira: Influência da Atividade da Comunidade Microbiana	105
7.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	110
8.	CONCLUSÕES	112
9.	REFERÊNCIAS	114

1. INTRODUÇÃO

1.1. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MADEIRA

A Bacia Hidrográfica do Rio Madeira é uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Amazonas. A Bacia do Amazonas ocupa uma área total de 6 869 674 km² e abrange territórios dos seguintes países Brasil, Colômbia, Bolívia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Suriname, Peru e Venezuela, sendo assim considerada a maior rede hidrográfica do globo terrestre (GOULDING et al., 2003; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2005; Figura 1).



Figura 1. Bacia Amazônica (adaptado de GOULDING et al., 2003).

A Bacia do Amazonas está limitada ao Norte pelo Escudo das Guianas, a Oeste pela Cordilheira dos Andes, ao Sul pelo Escudo do Brasil Central e a Leste pelo Oceano Atlântico ao longo da Planície Amazônica (GUYOT 1993; MOLINIER et al., 1997; Figura 2).



Figura 2. Limites das zonas geomorfológicas da Bacia do Amazonas (adaptado de MOLINIER et al., 1997).

A Bacia do Rio Madeira está localizada na margem direita do Rio Amazonas e engloba na sua parte de montante os territórios do Peru e Bolívia e a jusante o território do Brasil (GOULDING et al., 2003; Figura 3). O Rio Madeira é um dos maiores rios do mundo e possui a maior área de drenagem total dentre os afluentes amazônicos (GOULDING, 1979; GOULDING et al., 2003; Figura 3).

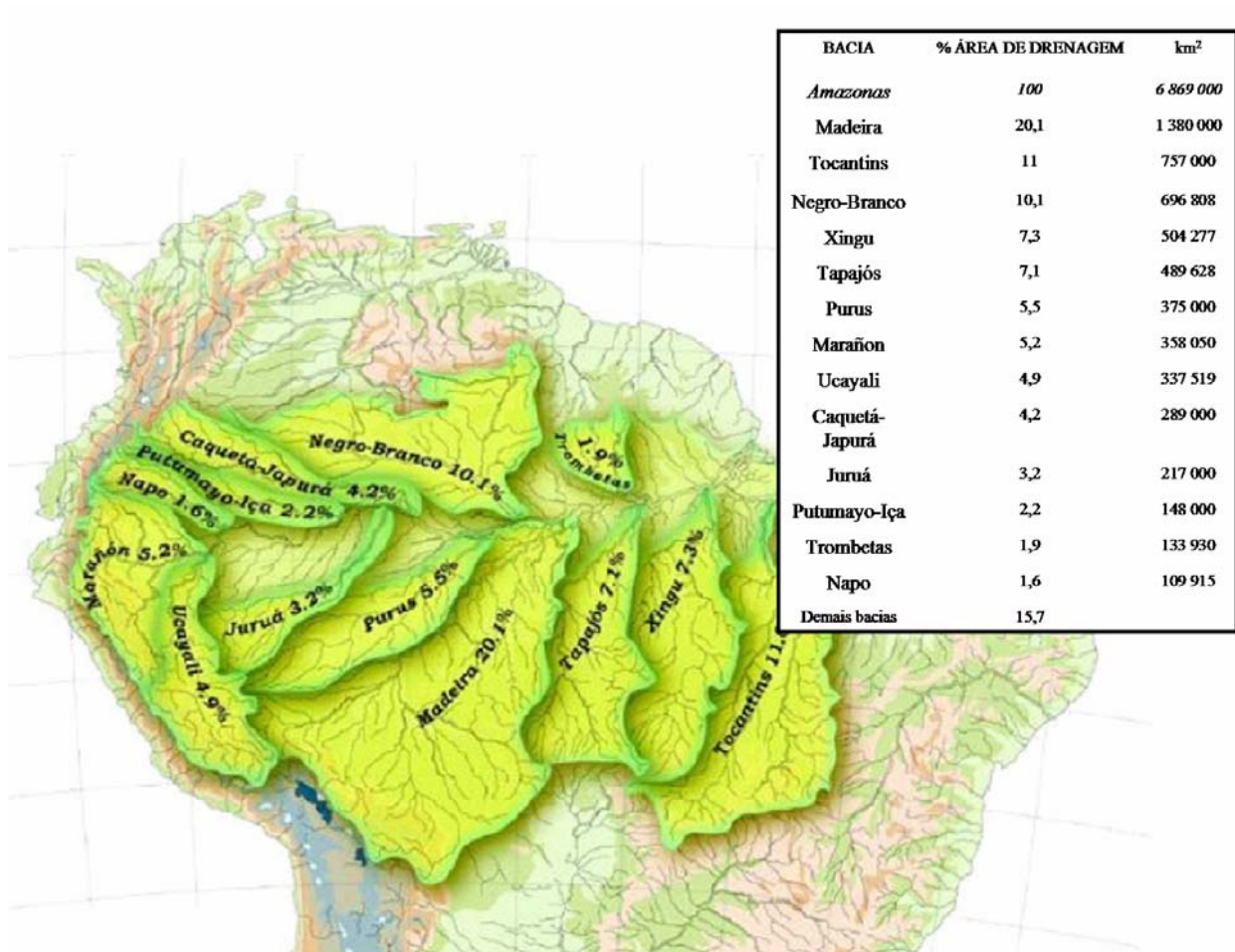


Figura 3. Principais tributários da Bacia do Amazonas e suas respectivas contribuições na área de drenagem total (GOULDING et al., 2003).

Os corpos hídricos que compõem a paisagem amazônica possuem diferenças consideráveis com relação à morfologia de seus leitos, suas características físicas, químicas e biológicas (SIOLI & KLINGE 1964, JUNK 1983). Essas diferenças levaram à atual classificação das águas amazônicas em águas branca, clara e preta.

As águas brancas são ricas em sólidos em suspensão, alta concentração de sais minerais em solução (condutividade elétrica: 60 – 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e pH quase neutro (6,5 – 7,3). Os rios de águas brancas (*e.g.*, Amazonas, Purus, Madeira e Juruá) nascem na região Andina e pré-Andina (Figura 4). A cor branca da água é causada pela alta carga de sedimentos resultante de intensos processos erosivos que ocorrem na Cordilheira do Andes. Além disso, em áreas de altitudes mais baixas, mas com grande correnteza, a água invade os barrancos adicionando ao rio uma nova carga de sedimentos (SIOLI & KLINGE 1964, JUNK 1983).



Figura 4. Distribuição dos rios de água branca (GOULDING et al., 2003).

As águas clara e preta são formadas na Bacia Amazônica (Figuras 5 e 6). A Bacia Amazônica possui um relevo mais suave e pouco movimentado com processos erosivos menos acentuados. Como consequência os rios possuem uma baixa concentração de sólidos em suspensão, baixa concentração de sais em solução (condutividade elétrica: 8-10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 6-50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a água preta e clara, respectivamente) e pH ácido (3,8-4,3 e de 4,6-6,6 para a água preta e clara, respectivamente) ((SIOLI & KLINGE 1964, JUNK 1983).

Os rios de água clara (e.g., Tapajós) são transparentes e com cor esverdeada, transportando pouco material em suspensão. Os rios de água preta (e.g., Rio Negro e Urubu) são ricos em ácidos húmicos e fúlvicos, que são

produtos solúveis dos processos de decomposição da matéria orgânica proveniente da densa floresta, e possuem uma coloração marrom ou avermelhada, provocando a cor escura da água preta (SIOLI & KLINGE 1964, JUNK 1983).

Em suma, a classificação das águas amazônicas é resultado das diferenças entre as águas aluviais, quimicamente ricas (grande quantidade de material em suspensão) de áreas elevadas, de origem geológica recente (água branca), e as águas pobres em matéria em suspensão e nutrientes, de áreas de baixo relevo, de origem geológica antiga (águas pretas e claras).



Figura 5. Distribuição dos rios de água clara (GOULDING et al., 2003).



Figura 6. Distribuição dos rios de água preta (GOULDING et al., 2003).

Os principais formadores do Rio Madeira são os rios Madre de Dios, Beni, Mamoré e Guaporé (GOULDING et al., 2003; Figura 7). O Rio Madeira é o único afluente da Bacia do Amazonas cujos tributários drenam todos os três tipos principais de zonas geomorfológicas, responsáveis pelas propriedades físico-químicas das águas da Bacia do Amazonas.

Os tributários drenam os flancos altamente erosíveis da Cordilheira dos Andes, o Escudo do Brasil Central desnudado e antigo, e as terras baixas cobertas por florestas da Planície Amazônica (GOULDING, 1979; Figuras 2 e 3). Devido a essa particularidade, os tributários do Rio Madeira apresentam os três tipos de águas amazônicas segundo a classificação de Sioli e Klinge (1964) e Junk (1983).



Figura 7. Bacia Hidrográfica do Rio Madeira e seus principais tributários. (GOULDING et al., 2003).

1.2. PULSO DE INUNDAÇÃO

A Região Amazônica é caracterizada por períodos de grande variação sazonal do nível d'água das bacias hidrográficas. Esse padrão sazonal e previsível reflete a sazonalidade da precipitação pluviométrica da Bacia do Amazonas, resultando em períodos bem definidos de águas altas e águas baixas (FISCH et al., 1998; Figuras 8 e 9).

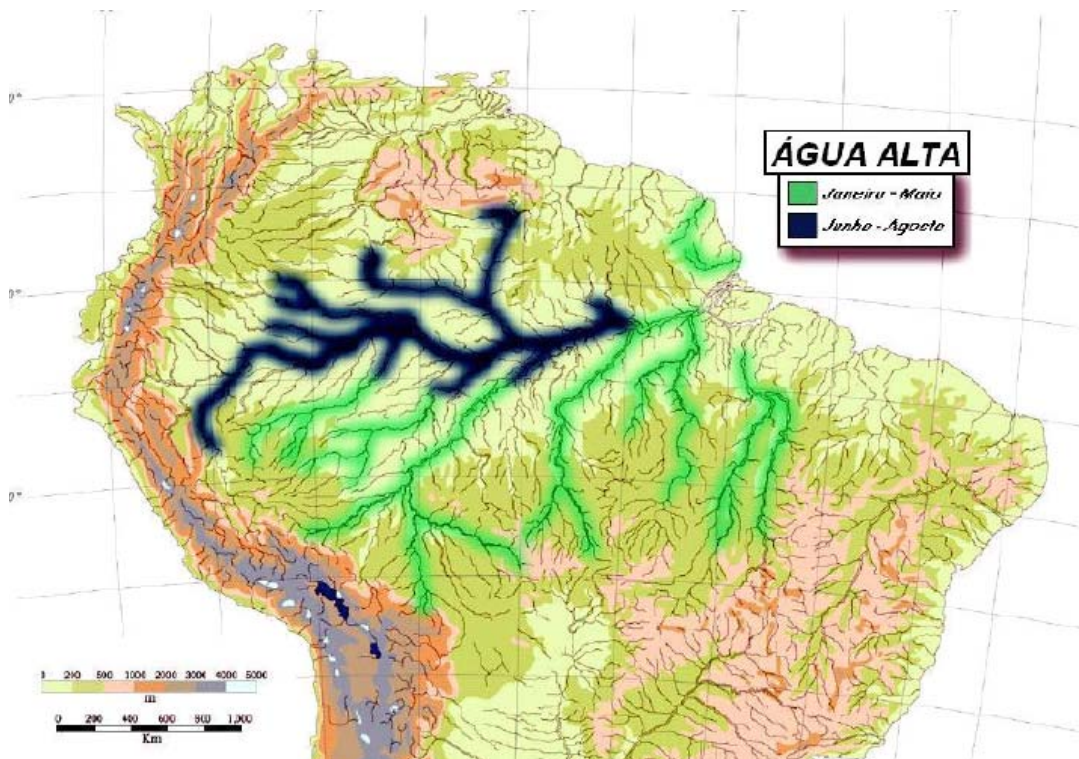


Figura 8. Período de águas altas na Bacia do Amazonas. (GOULDING et al., 2003).

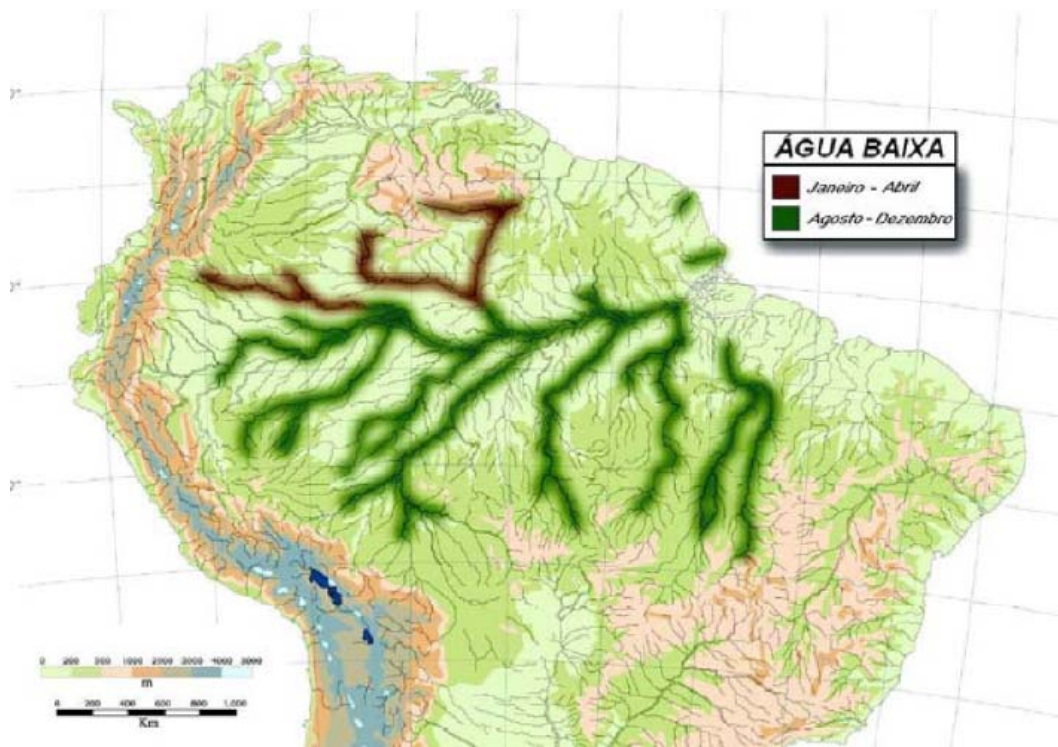


Figura 9. Período de águas baixas na Bacia do Amazonas. (GOULDING et al., 2003).

A variação monomodal no nível d'água é denominada de pulso de inundação (Figura 10a), e é a principal força responsável pela existência, produtividade e interações da biota nos sistemas rio-solos alagáveis (JUNK *et al.*, 1989; JUNK, 1997). O pulso de inundação está associado a um efeito de borda dinâmico que afeta a zona de transição aquática/terrestre (área alagável) ao “deslocar” a região litorânea para essa zona de transição (JUNK et al., 1989; Figura 10b), causando alterações nos ciclos biogeoquímicos (JUNK, 1997).

As áreas alagadas pelos rios amazônicos ocupam cerca de 300 000 km² da Bacia do Amazonas, sendo que aproximadamente 200 000 km² constituem as planícies de inundação dos rios de água branca, conhecidas como várzeas. Os restantes 100000 km² constituem as planícies de inundação dos rios de água preta, conhecidas como igapó, e rios de águas clara (JUNK, 1993).

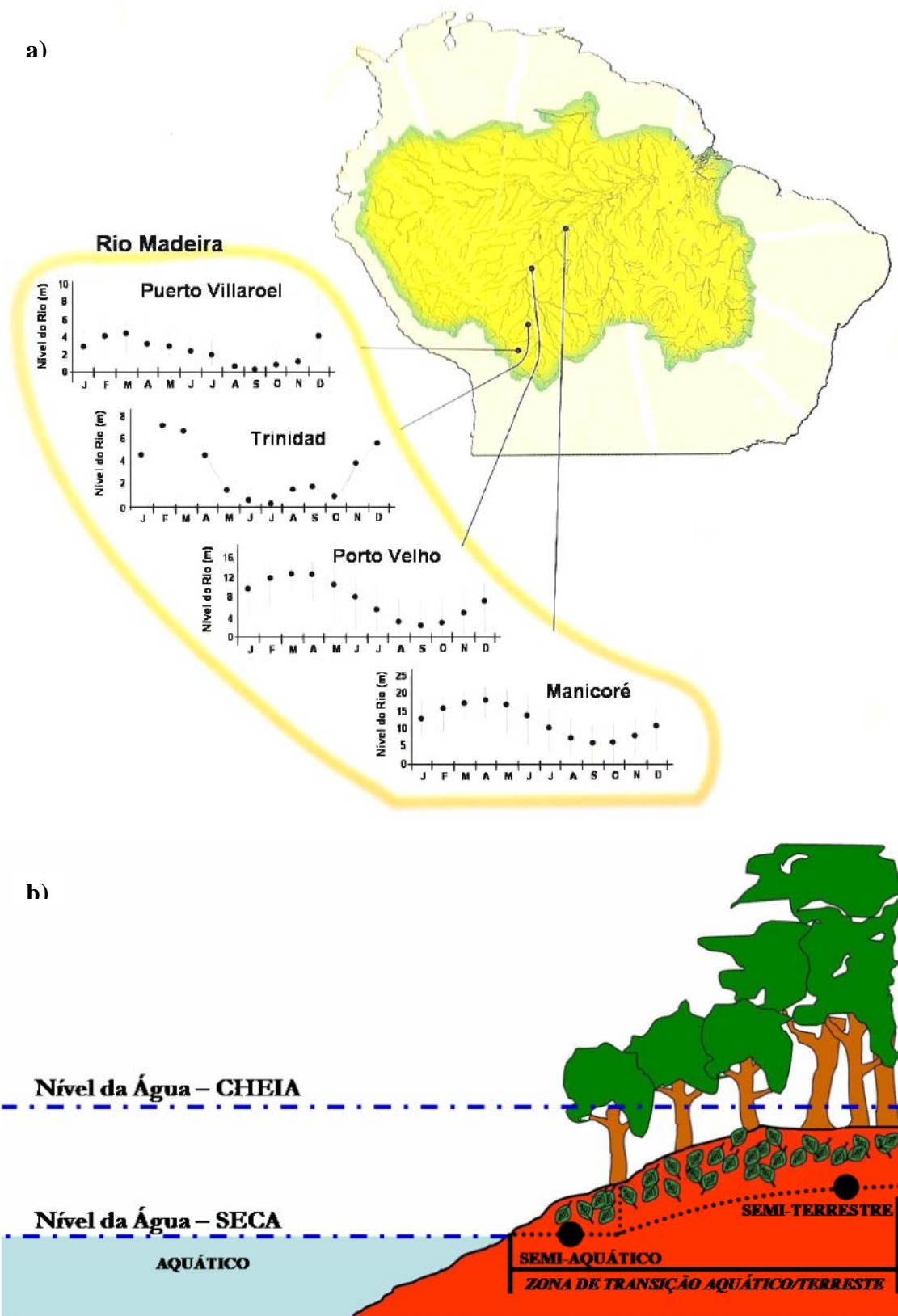


Figura 10. Pulso de inundação. a) Variação anual do nível do Rio Madeira (adaptado de GOULDING et al., 2003. B). Pulso de inundação e a zona de transição aquático/terrestre .

1.3. O MERCÚRIO NA AMAZÔNIA

O mercúrio é um elemento traço que apresenta-se sob diversas formas químicas e físicas nos ambientes aquáticos naturais. As espécies de compostos mercuriais que possuem maior importância do ponto de vista ecotoxicológico devido às transformações que sofrem são: (a) as espécies de mercúrio inorgânico Hg^0 , Hg^{2+} e Hg_2^{2+} ; e (b) as espécies de mercúrio orgânico metilmercúrio e dimetilmercúrio (RAVICHANDRAM, 2004).

O metilmercúrio é um poluente altamente neurotóxico que se acumula nos organismos e biomagnifica ao longo da cadeia trófica (e.g., DÓREA, 2003; LAILSON-BRITO et al., 2008). O metilmercúrio é formado através de uma reação de transferência de um grupamento metil para o mercúrio inorgânico (JENSEN & JERNELOV, 1969; WOOD et al., 1974). Essa transformação, denominada metilação, é mediada principalmente por microrganismos que habitam ambientes anóxicos (COMPEAU & BARTHA, 1985), tais como o sedimento e as raízes de macrófita (GUIMARÃES et al., 1995; Figura 11).

A metilação pode ser abiótica como resultado de uma reação não-enzimática na transferência do grupamento metil por via fotoquímica ou interação com substâncias húmicas presentes nos corpos d'água (NAGASE et al., 1992). Entretanto, a metilação abiótica se dá a uma taxa inferior aquela mediada por microrganismos (WEBER, 1993).

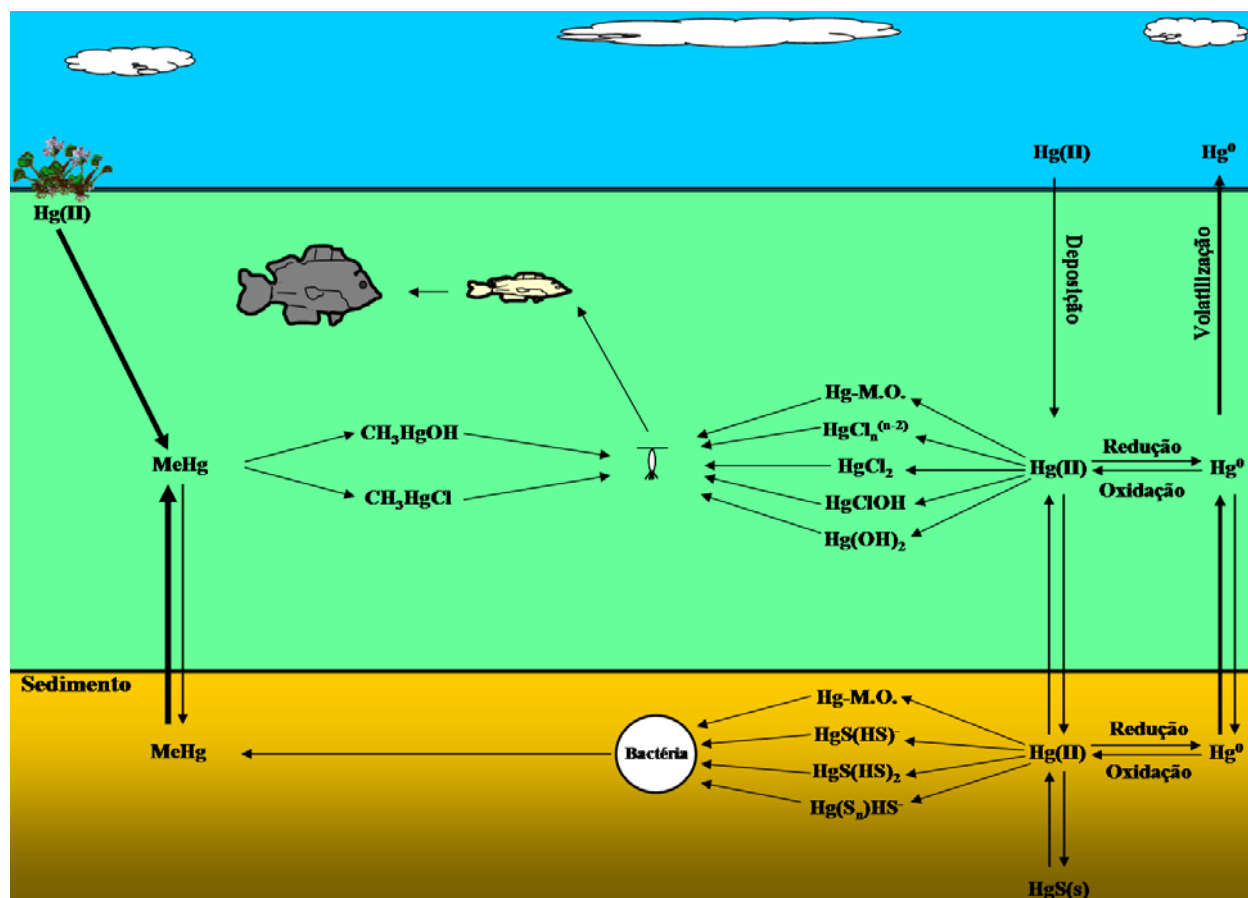


Figura 11. Ciclo biogeoquímico do mercúrio

No Brasil, o problema relacionado à contaminação de mercúrio foi marcante na década de 80, durante a corrida de ouro na região amazônica. Durante as décadas de 80 e 90, diversos estudos atribuíram ao garimpo do ouro as altas concentrações de metilmercúrio na biota e em comunidades ribeirinhas (e.g., LACERDA et al., 1987; 1989; 1990; MARTINELLI et al., 1988; PFEIFFER & LACERDA, 1988; MALM et al., 1990; 1998; PFEIFFER et al., 1993; REUTHER, 1994; AKAGI et al., 1995; LODENIUS & MALM, 1998). Os rios Tapajós e Madeira, importantes tributários do Rio Amazonas, constituíram um dos principais locais estudados em relação à prática de garimpagem do ouro e a contaminação por mercúrio (MARTINELLI et al., 1988; PFEIFFER et al., 1991; VILLAS-BOAS et al., 2001).

A corrida do ouro na bacia do Rio Madeira iniciou-se em 1975 como uma atividade não mecanizada, realizada em sua maioria nas margens dos rios e bancos de areia durante a estação seca (LACERDA et al., 1989). Essa atividade individualizada foi seguida pela introdução de balsas e dragas mecanizadas para a extração do ouro (LACERDA et al., 1989). A bacia superior do Rio Madeira foi a segunda região de maior importância com relação à produção de ouro de garimpo na Amazônia, atingindo o seu máximo durante a década de 80 (9,4 toneladas de ouro/ano), resultando em uma emissão anual de 12 toneladas de mercúrio (BASTOS & LACERDA, 2004).

O ouro é extraído através do processo de amalgamação utilizando o mercúrio, o que permite a concentração de pequenas partículas de ouro aluvionar, característico dessa região (LACERDA et al., 1987 congresso brasileiro de geoquímica). Esse complexo amalgamado (ouro-mercúrio) é então separado por sublimação do mercúrio. Estima-se que para cada quilograma de ouro produzido, pelo menos 1,32 kg de mercúrio acaba sendo perdido para o ambiente, sendo cerca de 55% liberado para atmosfera por sublimação durante a queima e cerca de 45% é lançado diretamente no rio durante as diferentes fases do processo de extração, sob a forma de mercúrio metálico (LACERDA et al., 1989).

Com base nesses dados, Lacerda et al. (1987) propuseram um ciclo local do mercúrio na região do Rio Madeira (Figura 12). O mercúrio metálico liberado diretamente no Rio Madeira se deposita e acumula no sedimento de fundo, permanecendo relativamente imóvel, uma vez que as condições físico-químicas do Rio Madeira (pH 6,8-7,1 e condutividade elétrica 100-120 $\mu\text{S}/\text{cm}$) não

favorecem a sua remobilização. Entretanto, a fração sublimada liberada para a atmosfera é rapidamente oxidada e carregada pela precipitação para áreas adjacentes ao rio.

Nos solos, rios e igarapés da floresta as condições físico-químicas ($\text{pH} < 6$ e condutividade elétrica $< 20 \mu\text{S/cm}$) poderiam favorecer a metilação do mercúrio. Ao ser carregado de volta ao Rio Madeira o metilmercúrio formado poderia ser incorporado à biota.

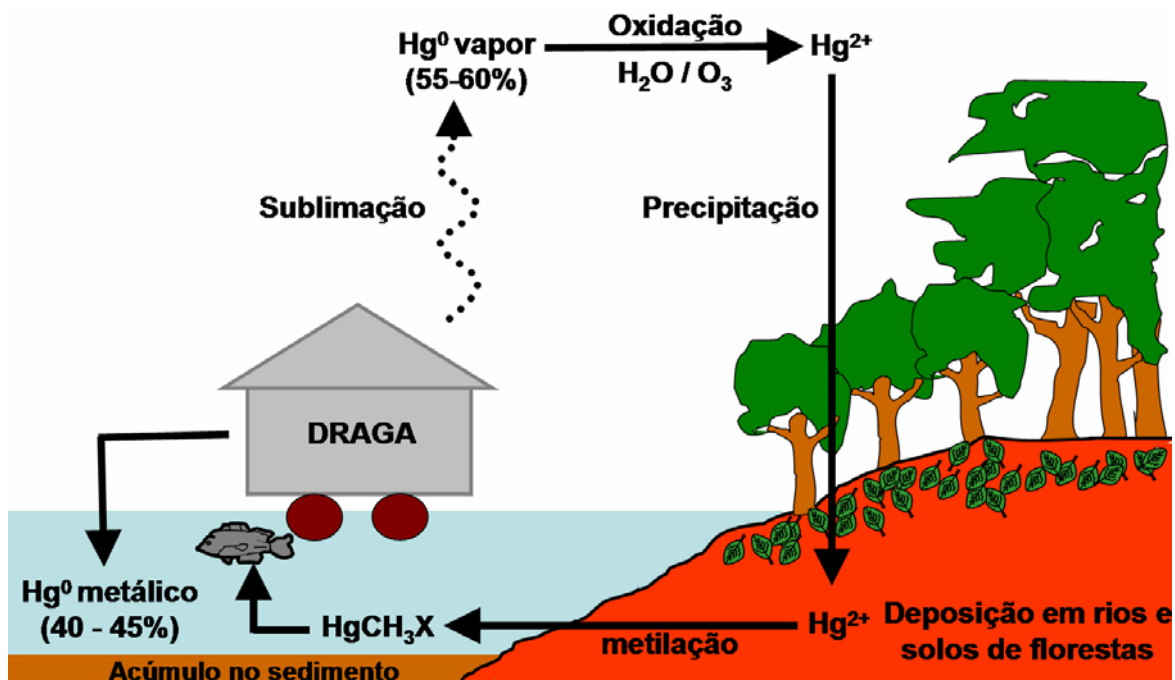


Figura 12. Esquema simplificado do ciclo local do mercúrio em área de garimpo de ouro (adaptado de LACERDA et al., 1987).

Desse modo, a maioria dos trabalhos na região se embasavam na hipótese de que quanto maior fosse a atividade de mineração do ouro maior seriam as concentrações de metilmercúrio na biota e nas populações ribeirinhas (e.g., NRIAGU et al., 1992; AKAGI et al., 1995; MALM et al., 1995).

Entretanto, a mineração de ouro decresceu expressivamente, porém os níveis de mercúrio na biota e na população ribeirinha não diminuíram, sendo que em alguns compartimentos houve um aumento das concentrações dos últimos anos (LACERDA & BASTOS, 2009). Essa constatação aliada ao fato de que concentrações elevadas de metilmercúrio eram encontradas em regiões remotas da Amazônia e sem histórico de mineração de ouro (e.g., AULA et al., 1994; ROULET & LUCOTTE, 1995; ZEIDEMANN & FORSBERG, 1996), fez com a hipótese da mineração do ouro não fosse suficiente para explicar as concentrações elevadas de mercúrio nos compartimentos bióticos e abióticos da Amazônia.

Como alternativa, a queimada intensa da região amazônica também foi sugerida como uma importante fonte de mercúrio atmosférico (VEIGA et al., 1994), uma vez que essas práticas continuam correntes na Amazônia. Entretanto, Lacerda (1995) considerou que o estudo de Veiga et al (1994) havia superestimado a emissão de mercúrio na atmosfera em uma ordem de grandeza, reafirmando a importância do garimpo como principal fonte de contaminação de mercúrio.

Após os estudos realizados na Guiana Francesa (ROULET & LUCOTTE, 1995) e na Bacia do Rio Tapajós (ROULET et al., 1998b) foi proposto um novo mecanismo sugerindo que a contaminação na Amazônia seria proveniente das grandes concentrações de mercúrio natural originado da decomposição da rocha matriz (litogenético) e complexado com os oxidróxidos de ferro e alumínio. Esse acúmulo do mercúrio seria o resultado da podzolização dos solos amazônicos. A podzolização é um processo pedogenético responsável pela formação do

espodossolo, que consiste na eluviação do horizonte superficial, Horizonte A, e no acúmulo de oxidróxido de ferro e alumínio, e matéria orgânica no horizonte subsuperficial, Horizonte B (GUERRA & GUERRA, 2006). A podzolização resultaria em uma exportação progressiva para os sistemas aquáticos dos elementos constituintes da fração fina do solo (<63 µm), entre eles o complexo oxidróxido-mercúrio.

Desse modo, os solos amazônicos funcionariam como grandes reservatórios de mercúrio natural, sendo a erosão desses solos a principal fonte de mercúrio para o sistema aquático, em detrimento das queimadas e do garimpo do ouro, que possuiriam uma contribuição pouco significativa para a dinâmica do mercúrio na Bacia Amazônica, sendo mais importante com relação ao ciclo local do mercúrio (ROULET et al. 1999; 2000; 2001a; Figura 13). A quantidade de mercúrio nos sistemas aquáticos dependeria da velocidade e intensidade dos processos erosivos, o que no caso da Região Amazônica é acelerado pela prática da agricultura de corte e queima (ROULET et al., 1998b; 2000).

Estudos posteriores realizados em solos de áreas distantes dos garimpos na Bacia do Rio Negro (FADINI & JARDIM, 2001), na Bacia do Rio Madeira (LECHLER et al., 2000), na Bacia do Rio Tocantins (FOSTIER et al., 2000) e na Bacia do Rio Acre (BRABO et al., 2003) corroboraram a via de contaminação por mercúrio natural proposto por Roulet & Lucotte (1995) e Roulet et al. (1998b).

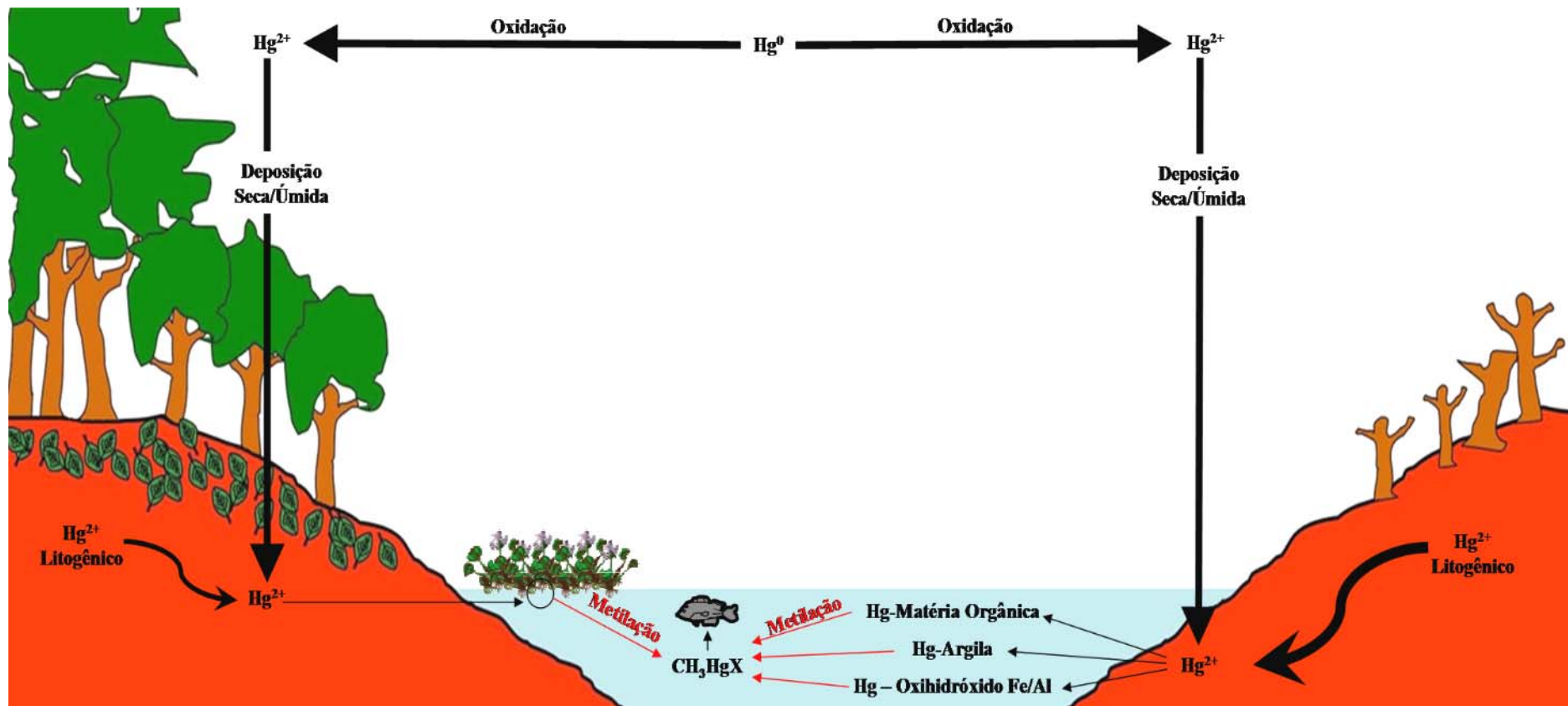


Figura 13. Esquema simplificado do ciclo local do mercúrio na Bacia Amazônica.

1.4. A FORMAÇÃO DO METILMERCÚRIO EM ECOSSISTEMAS AMAZÔNICOS

A metilação do mercúrio tem recebido atenção desde a descoberta de que o metilmercúrio presente em altos níveis em organismos aquáticos não provinha de nenhuma entrada de compostos organomercuriais nos ecossistemas aquáticos (ROBINSON & TUOVINEN, 1984). Jensen & Jernelov (1969) e Wood (1974) concluíram que a presença de metilmercúrio nos peixes era devido à metilação biótica do mercúrio inorgânico. A metilação do mercúrio ocorre pela transferência de um ou dois metilcarbânions (CH_3^-) ao mercúrio inorgânico.

Três coenzimas eram reconhecidas como possíveis doadoras do grupamento metil: (i) S-adenosilmetionina; (ii) derivados do N^5 -metiltetrahidrofolato; e (iii) derivados do metilcorrinoíde (WOOD, 1974). Entretanto, a S-adenosilmetionina e os derivados do N^5 -metiltetrahidrofolato doam o seu grupamento metil sob a forma de carbocátion (CH_3^+), sendo a vitamina B_{12} (metilcobalamina), um derivado do metilcorrinoíde, a única coenzima capaz de transferir o grupamento metil sob a forma de carbânion (CH_3^-) para o Hg^{2+} (WOOD, 1974). Acreditava-se que esse processo era mediado pelas bactérias metanogênicas (WOOD et al., 1968), uma vez que esses microrganismos eram capazes de produzir metilcobalamina (BLAYLOCK & STADTMAN, 1964). Posteriormente foi visto que outros microrganismos eram capazes de metilar o mercúrio em laboratório (FURUTANI & RUDD, 1980,

RUDD et al. 1980, ROBINSON & TUOVINEM, 1984), incluindo os microrganismos eucariotos como o fungo *Neurospora crassa* (LANDNER, 1971).

Compeau & Bartha (1985), utilizando-se de um experimento com amostras ambientais e inibidores específicos do metabolismo das bactérias, notaram que ao se inibir a sulfato redução, as taxas de metilação de mercúrio baixavam drasticamente. Ao inibir a metanogênese, não havia alteração nas taxas de metilação no sedimento. Desde então, muitos estudos foram realizados enfocando as bactérias sulfato redutoras como os principais agentes metiladores no ambiente (e.g., BERMAN et al., 1990, GILMOUR et al., 1992, CHOI & BARTHA, 1993, KING et al., 2001).

Recentemente, Flemming et al. (2006) evidenciaram que as bactérias ferro-redutoras seriam capazes de metilar o mercúrio em condições ambientais com uma eficiência de metilação semelhante à das bactérias sulfato redutoras. Outros microrganismos podem atuar de maneira antagônica no processo de metilação, competindo por nutrientes ou por aceptores de elétrons (COMPEAU & BARTHA, 1985), ou de maneira sinérgica, onde as bactérias metiladoras fariam uso dos metabólitos excretados por outros microrganismos (COELHO-SOUZA et al., 2006, GUIMARÃES et al., 2006b).

A eficiência da metilação biótica do mercúrio depende da atividade microbiana e da concentração de mercúrio biodisponível, mais do que a quantidade total de mercúrio existente no ambiente. Diversos fatores ambientais influenciam a forma e a disponibilidade do mercúrio para os microrganismos tais como a interação química com complexos orgânicos e inorgânicos, pH, potencial redox e temperatura (COMPEAU & BARTHA, 1984).

A via biológica para a metilação do mercúrio necessita de uma quantidade significativa de mercúrio dentro da célula que não esteja complexado (CHOI et al., 1994a). Desse modo a metilcobalamina intracelular pode catalisar a transferência do grupamento metil ao mercúrio “livre” (CHOI & BARTHA 1993, CHOI et al., 1994a). Apesar de a metilcobalamina ser vista como a única possível doadora do grupamento metil (WOOD, 1974), acredita-se que o grupamento metil transferido pode ser proveniente de outros compostos químicos como o aminoácido serina (BERMAN et al., 1990), o metiltetrahydrofolato, através da via da acetilcoenzima A (CHOI et al., 1994a,b) ou através da via metiltransferase, uma via similar a de síntese da metionina pela homocisteína (SICILIANO & LEAN, 2002). Devido à grande distribuição e diversidade de microrganismos envolvidos na transformação das diversas formas de mercúrio, é evidente que eles exercem um papel importante no ciclo do mercúrio no ambiente (ROBINSON & TUOVINEN, 1984).

A metilação abiótica do mercúrio pode ser química ou fotoquímica. Demonstrou-se que a metilação química pode ocorrer através de via não-enzimática, por meio de reação com a metilcobalamina, seja esta última molécula excretada por bactérias cultivadas em laboratório (WOOD et al., 1968) ou adicionada *in vitro* (BERTILSSON & NEUJHR, 1971; NOBUMASA et al., 1971; DeSIMONE et al., 1973). Essa reação ocorre numa velocidade muito inferior aquela promovida por via enzimática. Uma outra maneira de ocorrer a metilação abiótica é através da doação de grupos metil provenientes de material húmico (ácidos fúlvico e húmico) ao Hg^{2+} (NAGASE et al., 1982). A metilação fotoquímica ocorre quando o metilmercúrio é formado quimicamente através da

transferência de um grupamento metil na presença de radiação ultravioleta (SICILIANO et al., 2005). A concentração de metilmercúrio presente num ambiente é regulada pelo balanço entre os processos de metilação e demetilação do mercúrio.

Através da utilização da técnica de incorporação de mercúrio radioativo, foi visto que as raízes de macrófitas apresentaram um maior potencial de metilação do que outras matrizes aquáticas tais como sedimento e solos inundados (GUIMARÃES et al., 1998, 2000a, MAURO et al., 1999; 2002; COELHO-SOUZA, 2003, COELHO-SOUZA et al., 2006).

Na bacia do Rio Tapajós e no Rio Beni, as raízes de macrófitas aquáticas apresentaram maior potencial de metilação e atividade bacteriana do que o sedimento superficial (MIRANDA et al., 2004; COELHO-SOUZA et al., 2007), além de maior formação de metilmercúrio quando comparada com material em suspensão, plâncton e algas filamentosas (GUIMARÃES et al., 2004).

O ciclo de inundação parece ter grande influência sobre o ciclo do Hg (GUIMARÃES et al., 2000b; ROULET et al., 2001b; COELHO-SOUZA et al., 2007). As macrófitas aquáticas podem ser o elo entre o aumento ou diminuição da metilação do Hg (COELHO-SOUZA et al., 2007). Durante o período de chuvas, a composição do perifíton associado às raízes de macrófitas é determinada pela erosão do solo de áreas desmatadas, considerando tratar-se da principal fonte de material particulado fino para o meio aquático (COELHO-SOUZA et al., 2007).

O material particulado fino contendo mercúrio associado a oxidróxidos de ferro e alumínio seria acumulado pelo perifíton, resultando em um maior

acúmulo de mercúrio. No período de cheia, o perifíton parece receber maior influência do carbono mais lábil proveniente dos Igapós inundados, aumentando a diversidade, densidade e atividade de microrganismos presentes nas raízes. Um maior potencial de metilação e biomassa de macrófitas são observados e, a maior diversidade biológica pode intensificar a transferência trófica e, conseqüente biomagnificação do mercúrio (COELHO-SOUZA et al., 2007).

Na Bacia Amazônica há uma grande diversidade de sistemas distribuídos em gradiente de diferentes níveis de alagamento, que definem habitats desde permanentemente aquáticos até totalmente terrestres, tais como as florestas de Terra Firme, a extensa área das planícies sazonalmente inundadas dos rios amazônicos localmente conhecidas como florestas de várzea e igapós, entre outros sistemas (JUNK, 1980; Figura 14). Esses sistemas ainda necessitam de uma avaliação abrangente do potencial de metilação em seus distintos compartimentos abiótico e biótico (GUIMARÃES, 1992).

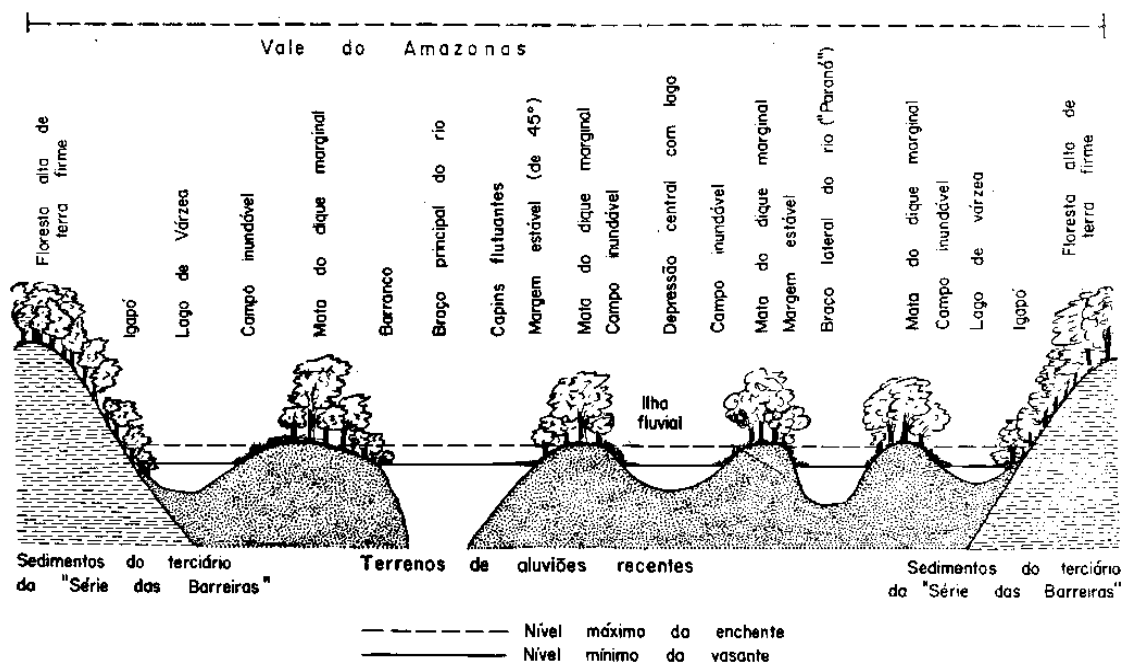


Figura 14. Corte esquemático do vale do Amazonas mostrando a diversidade dos ecossistemas amazônicos (Junk, 1980).

A área escolhida foi a Bacia do Rio Madeira, uma vez que a mesma se encontra sob grande transformação em face da construção de dois grandes Aproveitamentos Hidroenergéticos (AHEs Santo Antônio e Jirau) no Rio Madeira (Figura 15).

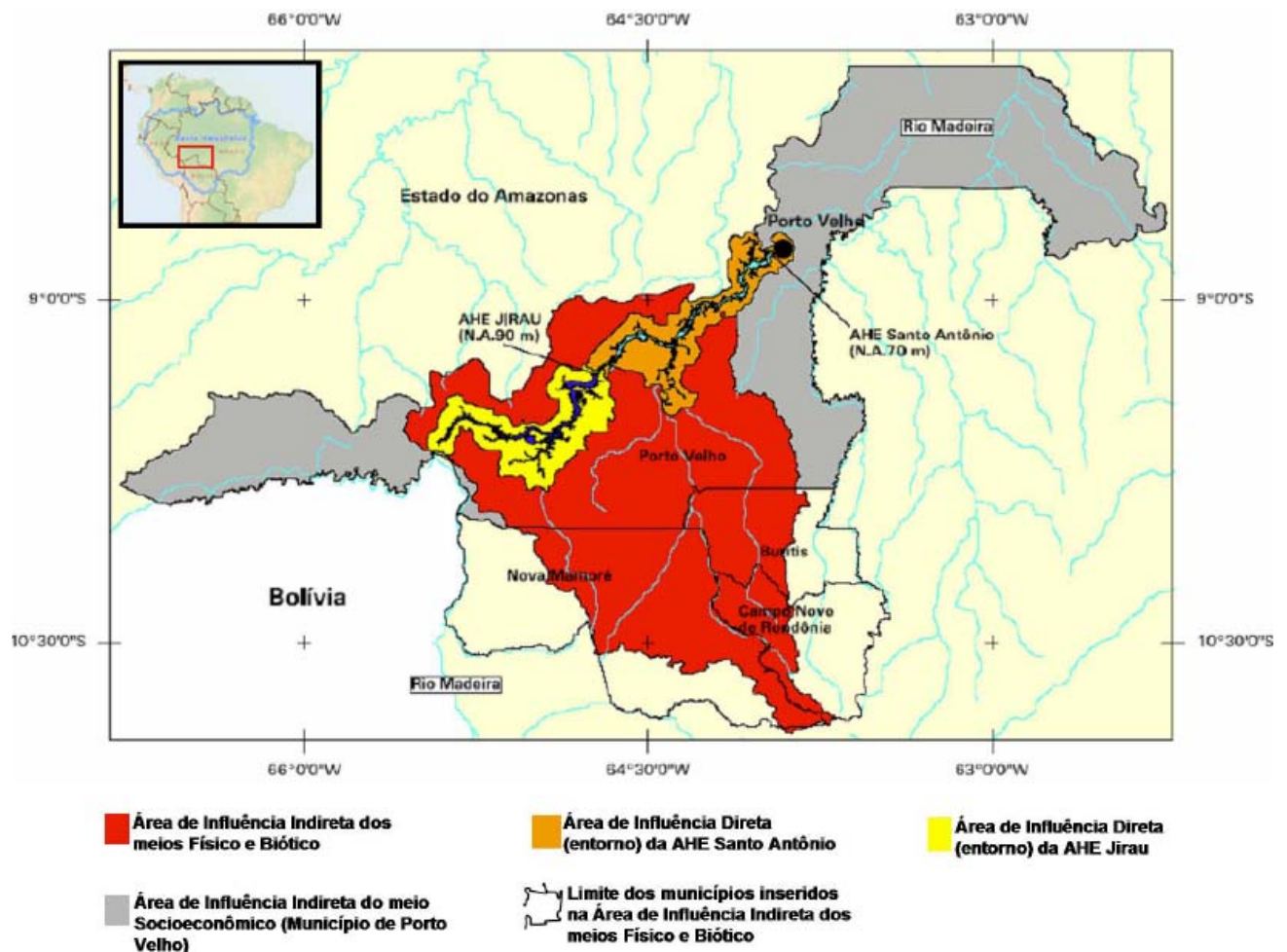


Figura 15. Localização das AHEs de Santo Antônio e Jirau e as suas respectivas áreas de influência (adaptado de LEME ENGENHARIA, 2006).

Além disso, está prevista a implementação de um conjunto de obras de infra-estrutura denominado de Complexo Hidrelétrico e Hidroviário do Rio Madeira (Figura 16). Esse Complexo Hidrelétrico e Hidroviário e faz parte do projeto da Iniciativa pela Integração de Infra-estrutura Regional Sul-America

(IIRSA), promovido pela Corporação Andina de Fomento, o Banco Interamericano de Desenvolvimento e os governos locais (SWITKES, 2008). Além da construção das AHEs citadas, ainda está prevista a instalação das redes de linhas de transmissão para a conexão nacional, a extensão da hidrovia a montante de Porto Velho e a construção de duas AHEs, uma no Rio Beni (AHE Cachuela Esperanza) e a outra no Rio Guaporé na fronteira entre Brasil e Bolívia (AHE Ribeirão).

O objetivo primário da IIRSA é a integração física através da expansão da infra-estrutura regional das “sub-regiões isoladas” (e.g., Amazônia, Pantanal, Chaco e Cordilheira dos Andes) para estimular o desenvolvimento político, social e econômico. Os principais focos da IIRSA são projetos de transporte, energia e comunicação, sendo a orientação básica facilitar a exportação de produtos para portos do Atlântico, Pacífico e Caribe (SWITKES, 2008).

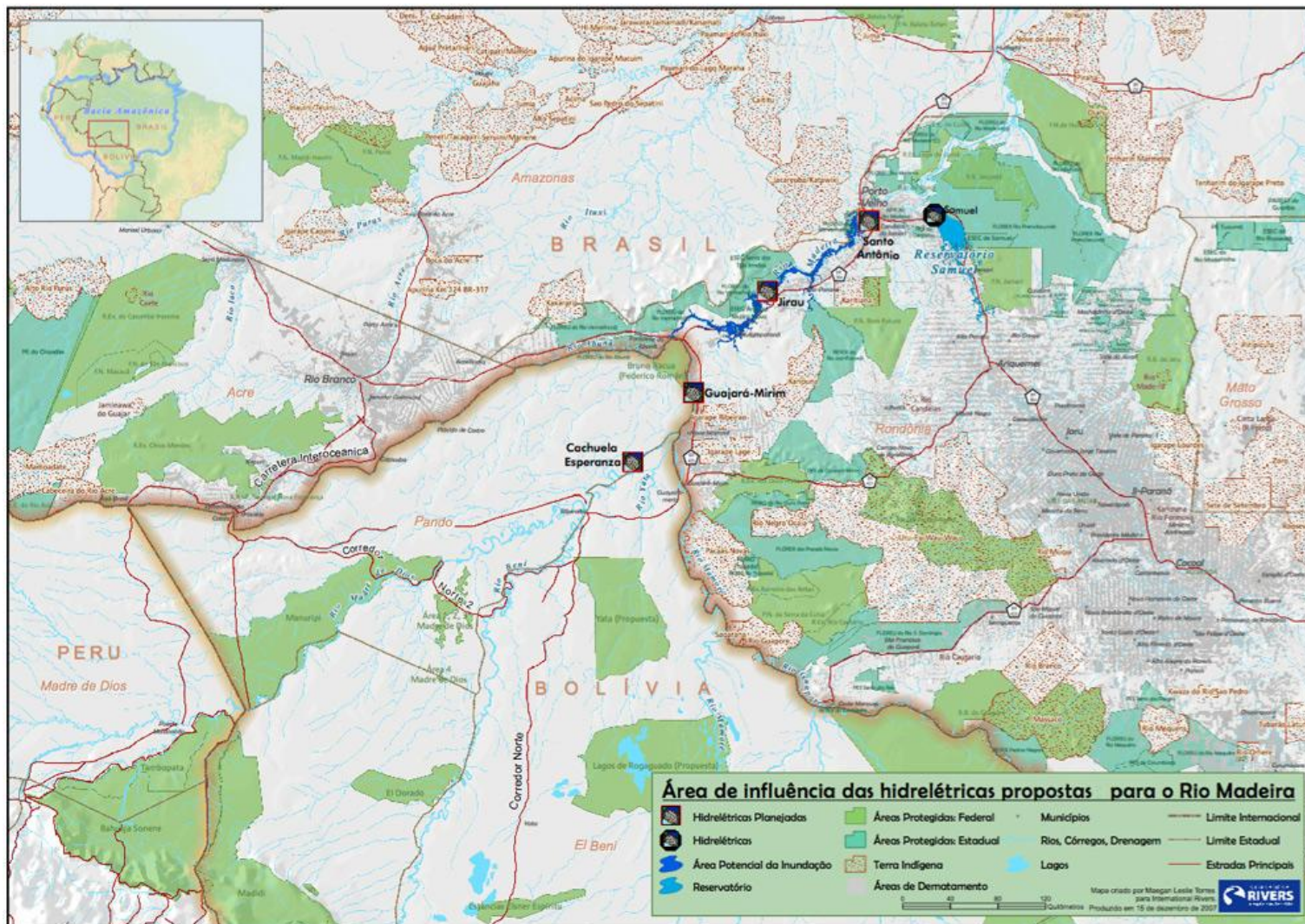


Figura 16. O Complexo Hidrelétrico e Hidroviário do Rio Madeira (SWITKES, 2008).

A área de influência direta e indireta do Complexo Hidrelétrico e Hidroviário do Rio Madeira afetará as seguintes sub-bacias do Rio Madeira: Sub-bacia do Rio Madre de Dios (Peru/Bolívia), Sub-bacia do Rio Beni (Bolívia), Sub-bacia do Rio Mamoré (Bolívia), Sub-bacia do Rio Guaporé (Brasil), Sub-bacia do Rio Jacy-Paraná (Brasil) e a Sub-bacia do Rio Jamari (Brasil), além dos pequenos tributários localizados ao longo do curso do Rio Madeira (SWITKES, 2008).

Esse empreendimento alterará de maneira drástica o ciclo hidrológico do Rio Madeira, podendo influenciar o ciclo do mercúrio nessa bacia. O processo de enchimento para a formação de reservatórios tende a aumentar a concentração de metilmercúrio nos diversos compartimentos bióticos e abióticos (KELLY et al., 1997; HEYES et al., 1998; PORVARI, 1998; TREMBLAY et al., 1998; LUCOTTE et al., 1999; SCHETAGNE et al., 2000; BOUDOU et al., 2005; MURESAN et al., 2008).

Durante o enchimento do reservatório, o mercúrio presente nos sistemas terrestres (solos e vegetação inundados) pode seguir diversas vias: a) o metilmercúrio já presente pode ser liberado de modo passivo (lixiviação) ou ativo (decomposição microbiana) para a coluna d'água disponibilizando-o para a biota (LUCOTTE et al., 1999); b) aumento da taxa de metilação do mercúrio presente nos sistemas terrestres impulsionada pela decomposição microbiana da matéria orgânica inundada (alóctone) durante o enchimento do reservatório (LUCOTTE et al., 1999; HALL et al., 2005); c) aumento da taxa de metilação do mercúrio presente nos sistemas terrestres impulsionada pela decomposição microbiana da matéria orgânica autóctone (fitoplâncton e perifíton) após o enchimento do

reservatório (LUCOTTE et al., 1999). A contribuição de cada uma dessas vias para o aumento do metilmercúrio na biota dependerá das características hidrológicas do reservatório.

A hidrologia do reservatório determina a extensão da anoxia da coluna d'água (o grau de anoxia influencia positivamente a metilação do mercúrio), influencia na ciclagem de nutrientes e da matéria orgânica, e determina a extensão da exportação do mercúrio para jusante do reservatório (LUCOTTE et al., 1999).

Em função desses fatores coloca-se em evidência a necessidade de se avaliar o potencial de metilação em áreas destinadas à criação de barragens e reservatórios, em especial no que concerne aos ambientes amazônicos que tem como característica uma enorme diversidade e quantidade de matéria orgânica. De modo a abranger uma maior variedade de condições ambientais e experimentais, avaliamos o potencial de metilação em diferentes ambientes (aquático e terrestre) e matrizes (rizosfera e solo) .

2. HIPÓTESES SOBRE OS POTENCIAIS SÍTIOS DE METILAÇÃO

2.1. Hipótese 1: Produção *in situ* de Metilmercúrio em Ambiente Terrestre

Roulet et al (1995), ao analisarem a concentração de metilmercúrio em um perfil de solo numa área de floresta na Guiana Francesa, encontraram maiores concentrações de metilmercúrio nas camadas superficiais do que nas camadas inferiores. Esse perfil pode indicar duas situações: i) deposição atmosférica do metilmercúrio (RUDD, 1995); ii) o metilmercúrio foi produzido no ambiente terrestre, i.e., produção *in situ* (BECKERT et al., 1974).

Alguns autores consideram que a contribuição da deposição atmosférica de metilmercúrio pode não ser suficiente para explicar as concentrações encontradas no *runoff*, de modo que poderia haver uma maior contribuição da produção *in situ* de metilmercúrio (e.g. BISHOP & LEE, 1997; GRIGAL, 2002).

O ambiente terrestre da Floresta de Terra Firme apresenta algumas condições favoráveis ao processo de metilação tais como um grande estoque de carbono (NEPSTAD et al., 1994; FEIGL et al., 1998), intensa atividade microbiana (FEIGL et al., 1998), e um grande estoque de mercúrio inorgânico (ROULET et al., 1998b, FADINI & JARDIM, 2001; ALMEIDA et al., 2005).

As matrizes com maior atividade e biomassa microbiana em ambientes terrestres são a rizosfera e a camada superficial do solo, aonde se concentra a maior parte do carbono lábil e nutrientes (MAIER & PEPPER, 2009). Tendo em vista esses fatores, acreditamos que essas matrizes desempenhem um importante papel no ciclo biogeoquímico terrestre do mercúrio.

2.2. Hipótese 2: Produção de Metilmercúrio Estimulada pela Inundação Artificial de Ambientes Terrestres

A área total prevista para a construção do reservatório de Santo Antônio é de 271 km². As áreas inundadas compreendem as Florestas de Terra Firme e a floresta sazonalmente inundável ao longo do Rio Madeira e seus tributários.

A criação do reservatório resulta na inundação e eventual decomposição dos solos e vegetação presentes no interior dos limites do reservatório. O resultado é a liberação da matéria orgânica e nutrientes para a coluna d'água do reservatório modificando a qualidade da água e possivelmente a produção primária (LUCOTTE et al., 1999). É reconhecido atualmente que o aumento na concentração da matéria orgânica e nutrientes resulta no aumento das taxas de metilação (HALL et al., 2005).

Experimentos de laboratório demonstraram um considerável aumento na concentração de metilmercúrio nos solos inundados (MORRISON & THÉRIEN, 1991; PORVARI & VERTA, 1995; THERIÉN & MORRISON, 1999). A investigação exposta neste documento trabalha a partir do ponto de vista de que a inundação da biomassa vegetal e solos dessas áreas possuam uma grande influência sobre a produção de metilmercúrio dentro do futuro reservatório, principalmente por propiciarem as condições redutoras necessárias ao metabolismo anaeróbico da microbiota metiladora, possibilitando que a metilação seja impulsionada pela degradação da matéria orgânica.

2.3. Hipótese 3: Produção de Metilmercúrio Estimulada pelo Pulso de Inundação

A região amazônica é caracterizada por períodos de grande variação sazonal do nível d'água das bacias hidrográficas. Essa variação, também conhecida como pulso de inundação, é a principal força responsável pela existência, produtividade e interações da biota nos sistemas rio-solos alagáveis (JUNK et al., 1989).

O pulso de inundação está associado a um efeito de borda dinâmico que afeta a zona de transição aquática/terrestre (área alagável) ao “deslocar” a região litorânea para essa zona de transição (JUNK et al., 1989), causando alterações nos ciclos biogeoquímicos (JUNK, 1997).

A grande quantidade de matéria orgânica em decomposição gera condições anóxicas na zona de transição e na coluna d'água (JUNK, 1997). A metilação do mercúrio ocorre tanto em condições óxicas quanto em condições anóxicas, entretanto as maiores taxas de metilação em sedimentos ocorrem em condições anóxicas. A microbiota associada a ambientes redutores e com baixa concentração de sulfetos parece ser mais apta a converter o mercúrio inorgânico em metilmercúrio (COMPEAU & BARTHA, 1985; GUIMARÃES, 2001).

O presente estudo lida com a possibilidade de que o processo de inundação sazonal estimule a produção de metilmercúrio na floresta inundável durante a sua “fase aquática”, de modo a exibir maiores valores do que durante a sua “fase terrestre”.

2.4. Hipótese 4: Produção de Metilmercúrio Influenciada pela Atividade Microbiana Durante a Decomposição de Folhas em um Ambiente Aquático

A alta taxa de precipitação na Região Amazônica contribui para que exista uma rede muito densa de igarapés e pequenos rios que transportam a descarga superficial das chuvas. A rede de igarapés da Bacia Amazônica é a mais densa quando comparada com qualquer outra bacia (JUNK, 1985). Essa extensa rede contribui para a formação dos grandes rios como o Rio Madeira.

A densa floresta amazônica acompanha o curso desses igarapés fazendo que os mesmos não recebam luz. Como resultado a produção aquática autóctone é reduzida devido ao sombreamento. A entrada de carbono e nutrientes que sustentam a cadeia alimentar aquática é de origem alóctone, em especial a serrapilheira constituída em grande parte pela biomassa foliar (WALKER, 1987).

Devido à importância da serrapilheira na composição e atividade da microbiota nos ciclos biogeoquímicos e ao fato de que as bactérias heterotróficas são responsáveis por uma grande fração da produção secundária nos ambientes aquáticos amazônicos (BENNER et al., 1995), o presente estudo trabalha a partir do ponto de vista de que as folhas em decomposição nos igarapés podem ser consideradas como potenciais locais de formação de metilmercúrio no ambiente aquático.

3. OBJETIVOS

Avaliar potenciais sítios de metilação no Rio Madeira e tributários na área de influência direta da construção do Aproveitamento Hidroenergético de Santo Antônio durante o pré-enchimento do reservatório.

3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

3.1.2. Avaliar o potencial de metilação da rizosfera e solo provenientes da Floresta de Terra Firme.

3.1.3. Comparar o potencial de metilação da rizosfera e solo provenientes da Floresta de Terra Firme submetidas à inundação em mesocosmo.

3.1.4. Comparar o potencial de metilação sazonal da rizosfera e solo da Floresta Inundável durante a fase aquática (estação cheia) e terrestre (estação seca) das matrizes.

3.1.5. Avaliar a influência da atividade microbiana durante a colonização e decomposição da biomassa vegetal nos processos de metilação do mercúrio.

4. METODOLOGIA

4.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a área de influência direta da AHE Santo Antônio, compreendendo uma área com cerca de 2 530 km² e englobando a quase totalidade das microbacias hidrográficas dos igarapés que drenam diretamente para o Rio Madeira (Figuras 17 e 20).

A barragem da AHE Santo Antônio será construída sobre a Ilha do Presídio, cerca de 10 km da cidade de Porto Velho. A AHE Santo Antônio possui como características principais: nível d'água máximo e mínimo normal na cota de inundação 70 m (acima do nível do mar), com área do reservatório de 271 km² (da área do reservatório, cerca de 164 km² correspondem à inundação natural, resultando um acréscimo de área inundada de 107 km²); potência instalada de 3150 MW, (energia média de 1973 MW); queda bruta de 14 m; 44 turbinas bulbo com potência unitária de 73 MW; e barragem tipo concreto/enrocamento com altura máxima de 60m (LEME ENGENHARIA, 2006).

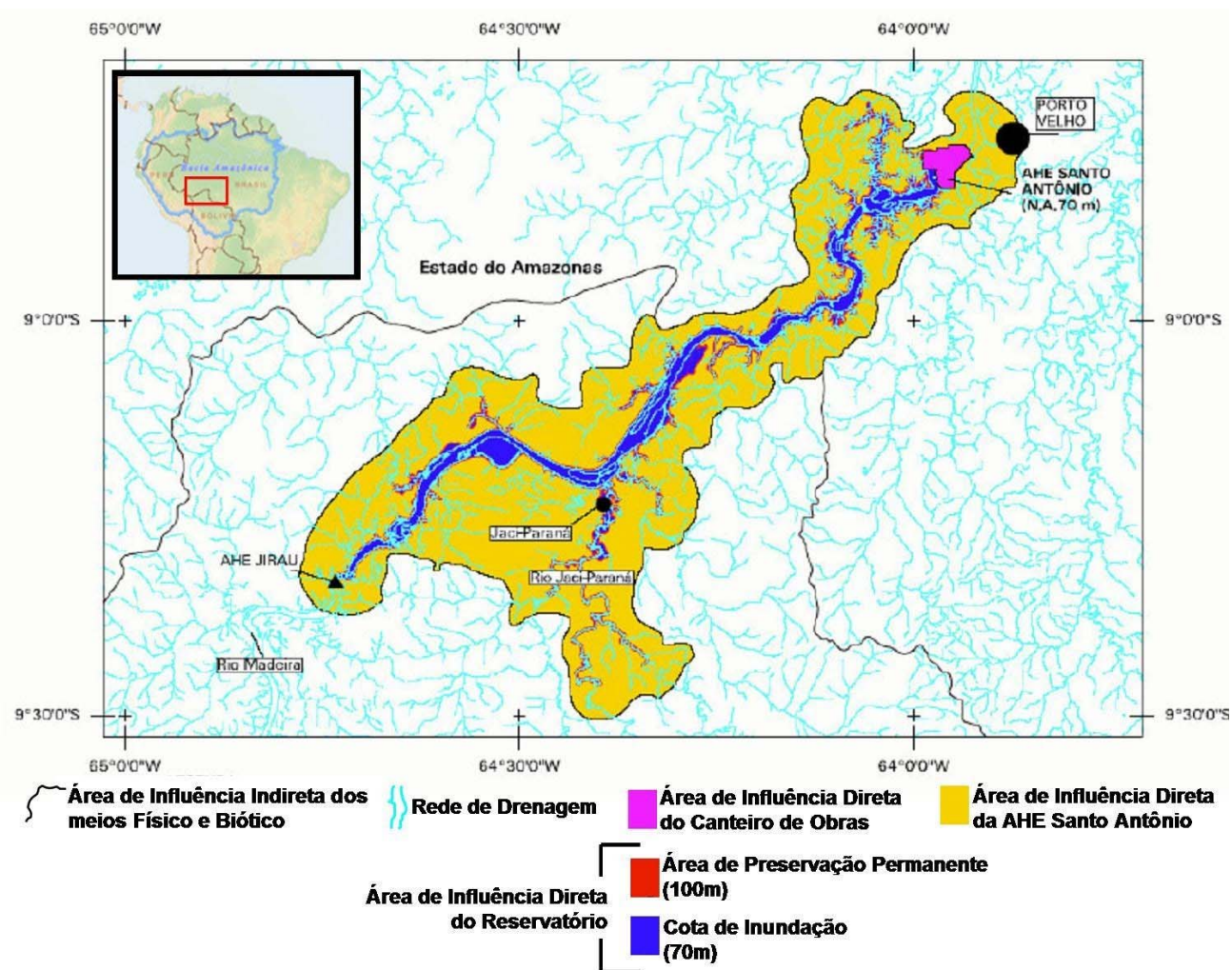


Figura 17. Localização da AHE Santo Antônio e sua área de influência (adaptado de LEME ENGENHARIA, 2006).

4.2. POTENCIAL DE METILAÇÃO EM MATRIZES TERRESTRES

A Bacia Amazônica apresenta uma topografia essencialmente plana recortada por uma rede de rios e igarapés. Essa complexa rede drena os platôs de terrenos não sujeitos ao pulso de inundação. Nesses platôs se desenvolvem as Florestas de Terra Firme (WALKER, 1990).

A área total de Floresta de Terra Firme pode ser estimada em aproximadamente 4 469 218 km² (MENDONÇA-SANTOS et al., 2008). A principal característica da Floresta de Terra Firme é a elevada riqueza e diversidade de espécies. Entretanto, os solos predominantes da Floresta de Terra Firme são o Latossolo (34%) e o Argissolo (33%), considerados como solos de baixa fertilidade natural e altamente intemperizados (MENDONÇA-SANTOS et al., 2008). Esses solos ainda possuem uma baixa capacidade para reter nutrientes, devido em parte às altas concentrações de alumínio e hidrogênio, que ocupam os sítios de ligação dos nutrientes (JORDAN, 1985).

Para explicar o paradoxo da alta diversidade da floresta e a baixa disponibilidade de nutrientes, foi proposto um sistema de circulação fechada de nutrientes na floresta sem a participação das eventuais reservas do solo (JORDAN, 1985, HERRERA, 1985; SIOLI, 1990). Essa circulação fechada teria como elemento principal um sistema radicular superficial extremamente denso, também conhecido como trama radicular (Figura 18). Essa trama agiria como um filtro, reabsorvendo os nutrientes liberados durante a decomposição da serrapilheira, além de excrementos dos animais (JORDAN, 1985, HERRERA, 1985; SIOLI, 1990).

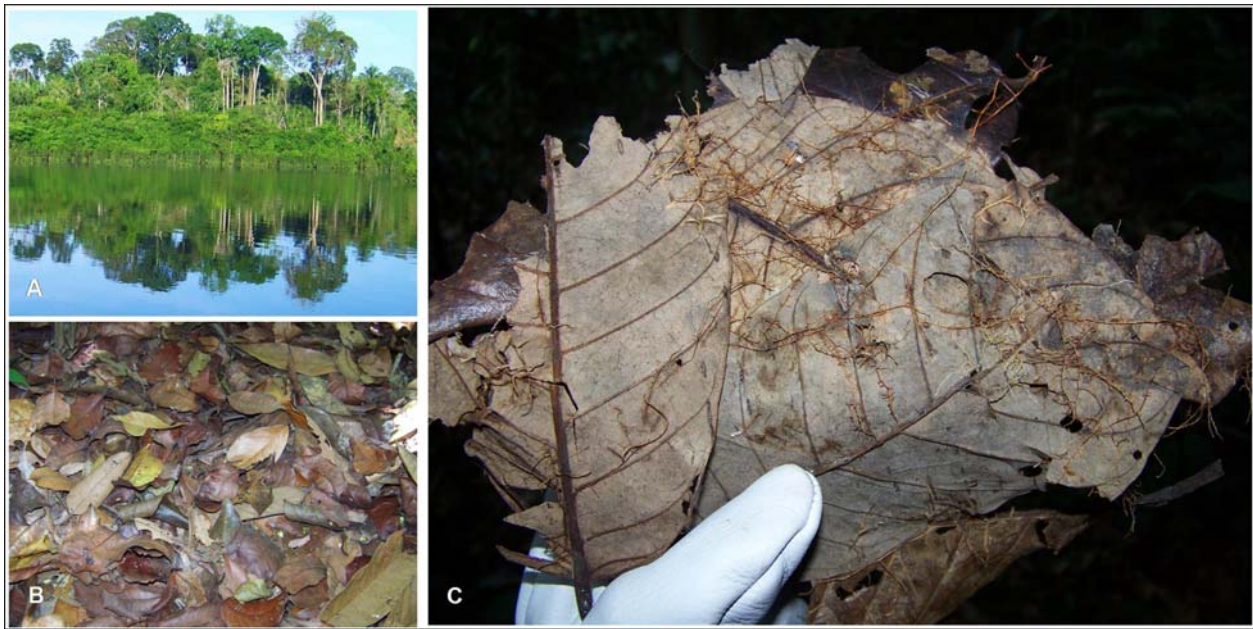


Figura 18. Alguns aspectos da Floresta de Terra Firme A) Floresta de Terra Firme. B) Camada de serrapilheira cobrindo o solo da Floresta de Terra Firme. C) Detalhe da trama radicular aderida à serrapilheira.

Mais especificamente, a remineralização da serrapilheira e a recondução dos nutrientes ocorrem na rizosfera (HERRERA et al., 1978). A rizosfera é a região que compreende a superfície da raiz e o seu entorno (Figura 19), onde os nutrientes estão mais prontamente disponíveis, o que estimula o crescimento microbiano e influencia diretamente na estrutura das comunidades microbianas na rizosfera (DAVEY & O'TOOLE, 2000; ZOE et al., 2006), suportando populações de microrganismos diversas vezes mais numerosas que as populações do solo adjacente (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002)

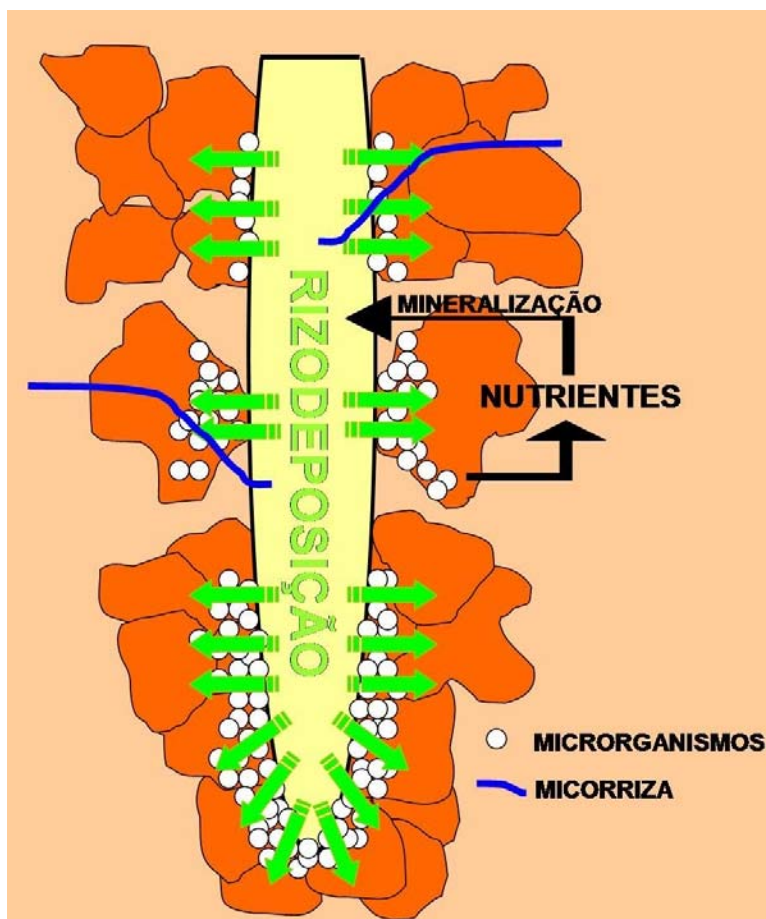


Figura 19. Esquema simplificado da rizosfera (adaptado de CARDON & GAGE, 2006)

As amostras foram coletadas em 4 pontos de Floresta de Terra Firme adjacentes ao curso do Rio Madeira (MDCP, MD01, MD02 e MD03), em 5 tributários (Rio Caripunas, Rio Jacy-Paraná, Rio Contra, Rio Branco, e Igarapé Jatuarana I) na área de influência da AHE Santo Antônio. Além desses pontos, amostras de rizosfera e solo foram coletadas fora da área de influência da AHE Santo Antônio (Figura 20) em 1 ponto no Rio Madeira (MD04) e em 2 tributários (Igarapé Jatuarana II e Igarapé Belmont). As amostragens foram realizadas durante estação de seca (Maio) e estação cheia (Agosto) para avaliar a influência sazonal na formação do metilmercúrio.

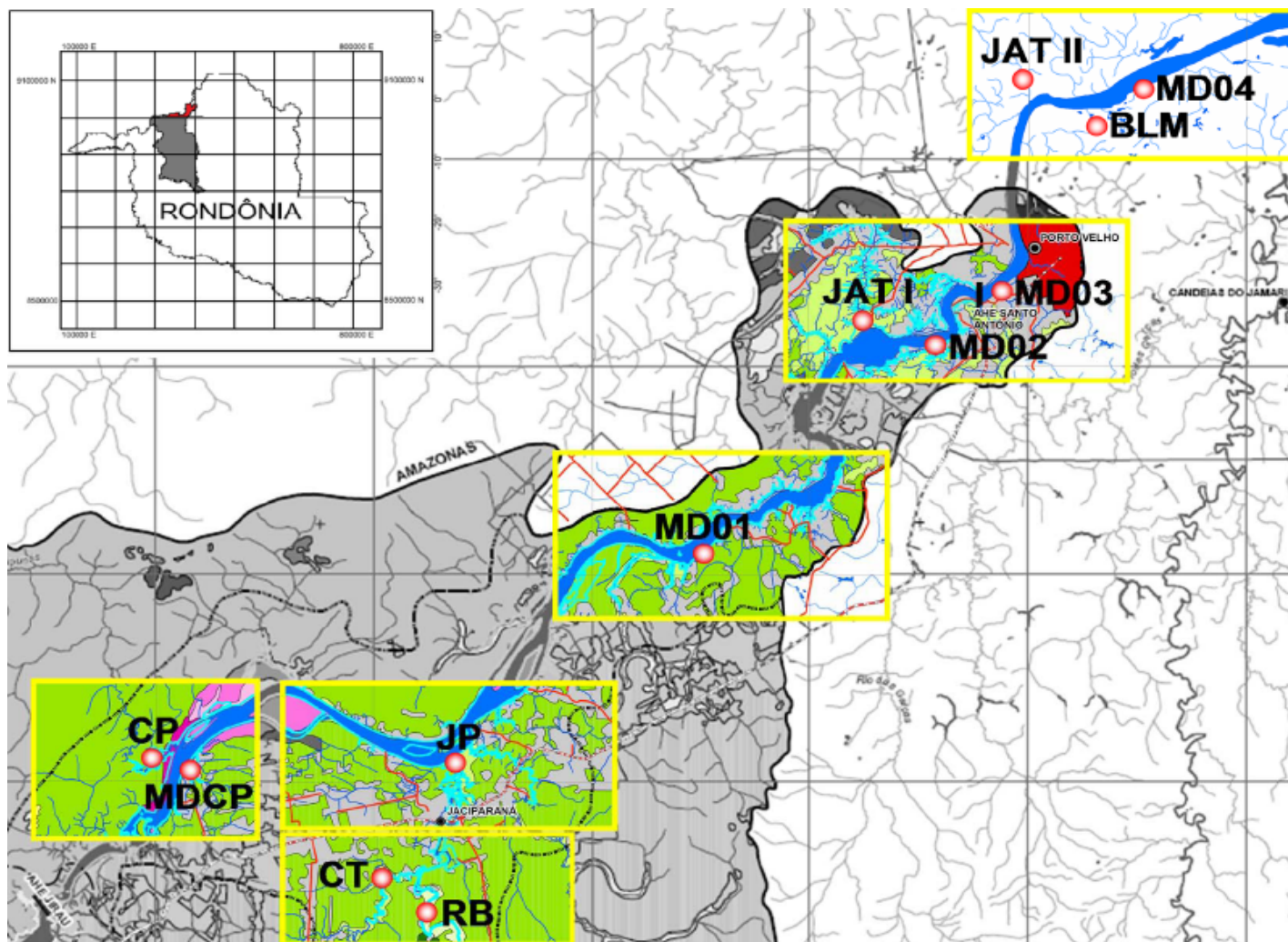


Figura 20. Pontos de coleta na Bacia do Rio Madeira: **CP** – Rio Caripunas; **MDCP** - Rio Madeira Ponto em frente ao Rio Caripunas; **JP** – Rio Jacy-Paraná; **CT** – Rio Contra; **RB** – Rio Branco; **MD01** - Rio Madeira Ponto 1; **JAT I** – Igarapé Jatuarana I; **MD02** - Rio Madeira Ponto 2; **MD03** - Rio Madeira Ponto 3; **JAT II** – Igarapé Jatuarana II; **BLM** – Igarapé Belmont; **MD04** – Rio Madeira Ponto 4. A borda (___) delimita a área de influência da AHE Santo Antônio (Adaptado de LEME ENGENHARIA, 2006).

As amostras foram coletadas com o auxílio de um perfilador de PVC (100cm de comprimento x 20cm de diâmetro). O perfilador foi inserido no solo há uma profundidade de 15 cm (incluindo a rizosfera). A camada de rizosfera foi acondicionada separadamente do solo em sacos de polietileno. As amostras foram transportadas no escuro ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang Christian Pfeiffer para posterior processamento.

Para obter as medidas do potencial de metilação do mercúrio, utilizamos a técnica radioquímica desenvolvida por Guimarães et al. (1995) através de incubações com o isótopo radioativo ^{203}Hg (1mCi, **Eikert & Ziegler Isotope Products**). Esse isótopo apresenta meia-vida de 46,6 dias e emite radiações beta e gama, permitindo a sua determinação por espectrometria gama e cintilação líquida.

Cerca de 1,5 g de rizosfera e 0,7g de solo (equivalente a 0,5 g de peso seco para ambas matrizes, $n = 12$) foram transferidas separadas para tubos de borossilicato (50 mL) previamente preenchidos com 25 mL de água filtrada (filtro Sartorius 0,22 μm de poro) a partir de cada ponto coleta. As amostras foram incubadas em duplicata após a adição de 25 μL da solução de $^{203}\text{HgCl}_2$ (8-10nCi; 200 ng de Hg/g peso seco).

Após um período de 24 horas no escuro a 25°C foi adicionado 1 mL de ácido clorídrico 4N para finalizar as incubações. Um controle acidificado com 1 mL de ácido clorídrico 4N contendo amostras de rizosfera e solo como descrito acima foi adicionado a cada ponto para subtrair a formação abiótica de metilmercúrio e evitar que o potencial de metilação biótico seja superestimado

(Figura 21). Ao término das incubações as amostras foram congeladas imediatamente a -18°C .

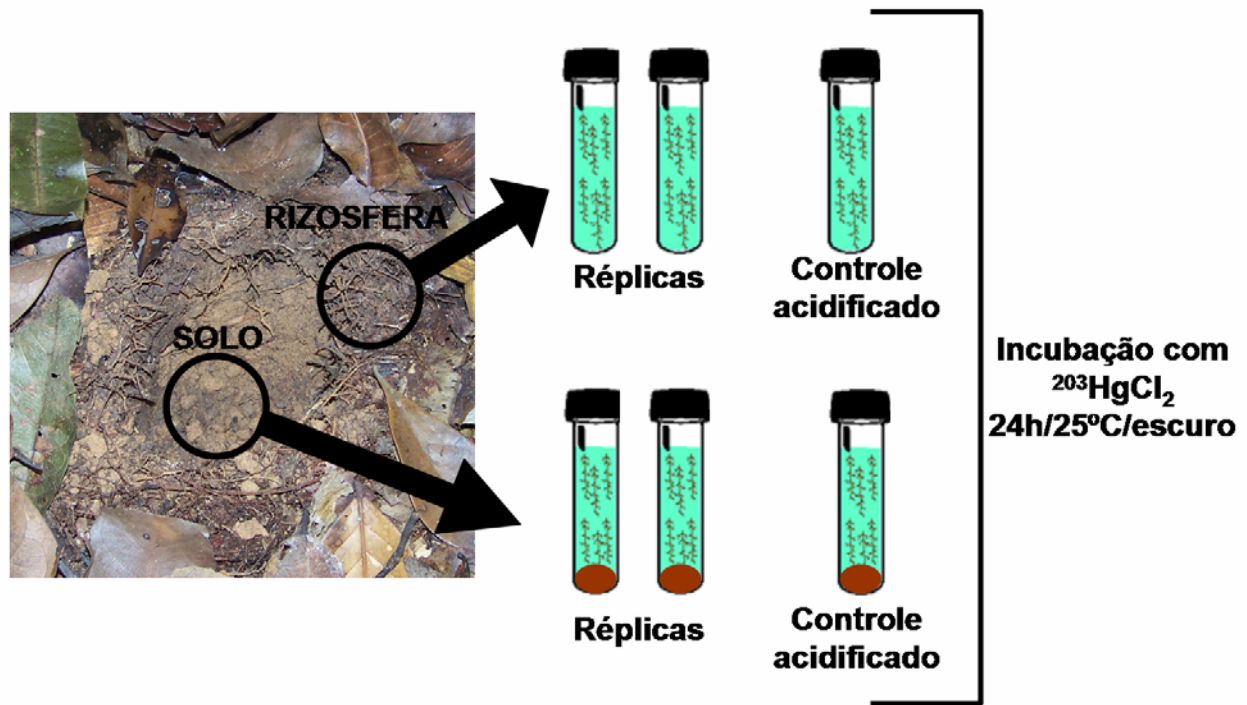


Figura 21. Esquema simplificado da incubação das amostras de rizosfera e solo com $^{203}\text{HgCl}_2$.

A extração do metilmercúrio radioativo (Me^{203}Hg) iniciou-se com a adição de 4 mL de brometo de sódio 3 M (dissolvido em ácido sulfúrico 11%) e 1 mL de sulfato de cobre 0,5 M. As amostras foram agitadas por 5 minutos em agitador orbital (200 rpm/min). Após a agitação, os tubos foram centrifugados por 5 minutos a 3000 rpm. Ao término da centrifugação, transferimos 24 mL do sobrenadante para funis de separação (60 mL). Em seguida, 8 mL do coquetel de cintilação [composto por 7g de 2,5-difeniloxazol (POP) e 1g 1,4-bis-2(5-feniloxazolil)-benzeno (POPOP) dissolvidos em 1 litro de tolueno] foram adicionados aos funis de separação. Os funis foram submetidos a agitação orbital (200 rpm) por 15 minutos

A fase aquosa foi descartada e 7 mL da fase orgânica foram transferidos para tubos de ensaio (15 mL). Os tubos de ensaio foram centrifugados por 5 minutos a 1000 rpm para separar algum resquício da fase aquosa e romper a emulsão formada após a agitação orbital. Após a centrifugação, a fase orgânica (6 mL) foi transferida para frascos de cintilação de vidro (20 mL) previamente preenchidos com 0,3 g de tiosulfato de sódio e agitados manualmente por 10 segundos.

O tiosulfato de sódio é um sal altamente higroscópico e tem como função a remoção de partículas de água da fase orgânica que poderiam conter $^{203}\text{HgCl}_2$. Após agitação, a fase orgânica (5 mL) foi transferida para novos frascos de cintilação de vidro (20 mL). A radiação das amostras (expressa em decaimento por minuto, dpm) foi medida em um detector de cintilação líquida (Hydex).

Os dados obtidos em dpm foram usados para calcular o percentual do Me^{203}Hg em função da quantidade de $^{203}\text{HgCl}_2$ adicionado. Os resultados foram expressos em %MeHg/g p.s./24h, após a correção do decaimento radioativo, eficiência de extração e extinção (*quenching*). A metodologia de extração do Me^{203}Hg está sintetizada na Figura 22.

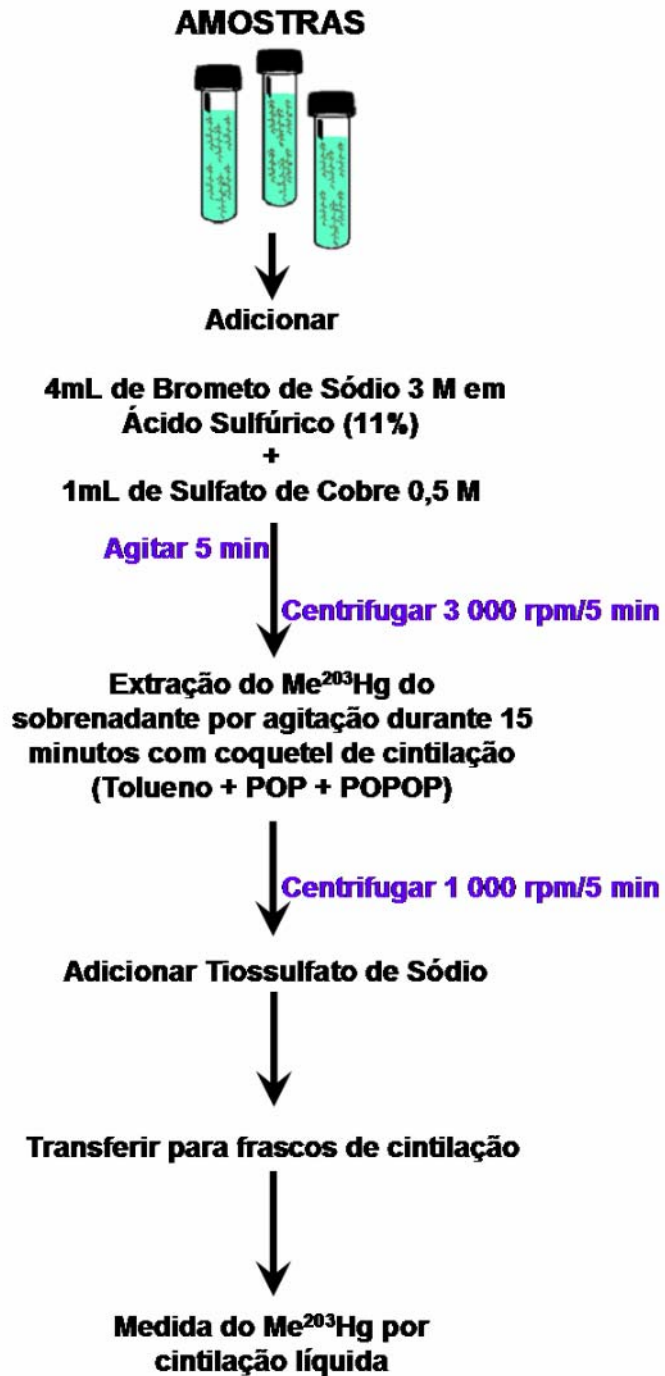


Figura 22. Esquema simplificado da extração do metilmercúrio radioativo para medidas de potencial de metilação (GUIMARÃES et al., 1995).

4.3. POTENCIAL DE METILAÇÃO EM MATRIZES TERRESTRES: EFEITO DA INUNDAÇÃO EM UM EXPERIMENTO DE LABORATÓRIO

Tendo em vista o aumento das concentrações de metilmercúrio na biota como consequência do alagamento para a construção de reservatórios, realizamos uma simulação da inundação das matrizes terrestres em mesocosmo.

A área escolhida para esse experimento está localizada no Campus José Ribeiro Filho da Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Porto Velho, Rondônia (Figura 23), e se insere na área de influência direta do AHE Santo Antônio.

O Campus UNIR situa-se na margem direita da Rodovia BR 364, km 9,5, sentido Rio Branco (AC). A área do Campus UNIR possui uma extensão de 100 ha, sendo que cerca de 52 ha de floresta cobrem o Campus (REIS, 2007).

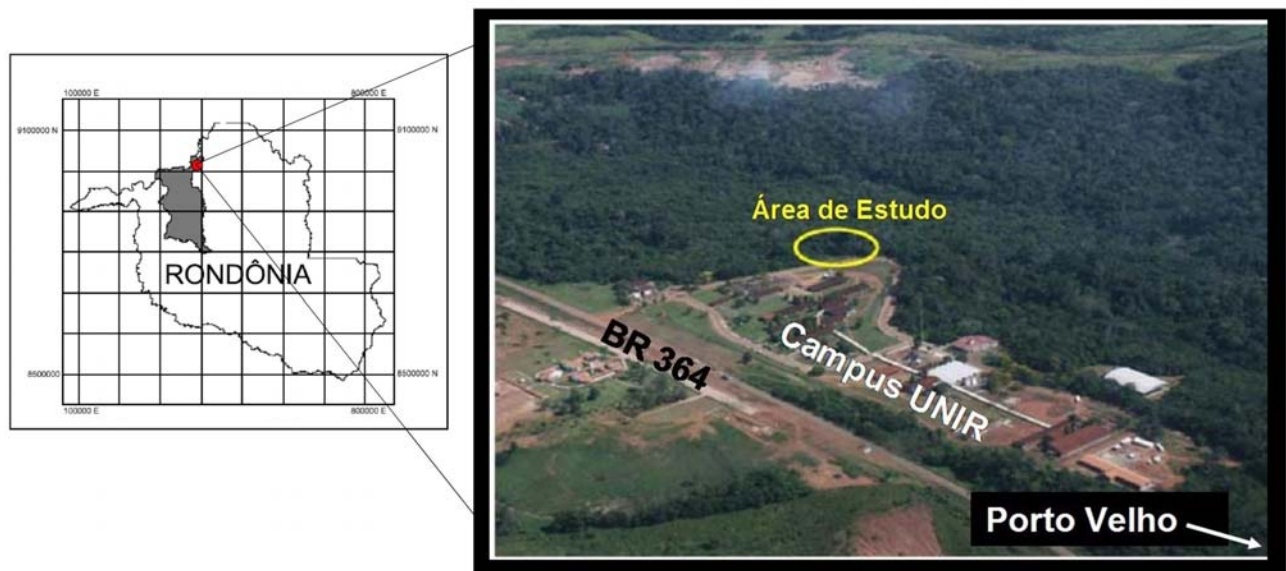


Figura 23. Área de estudo para o experimento de inundação de matrizes terrestres (adaptado de REIS, 2007).

Essa área está coberta por uma Floresta Ombrófila Aberta, vegetação dominante no estado de Rondônia. Esse tipo de formação vegetal caracteriza-se pela descontinuidade do dossel, o que permite a entrada de luz solar (REIS, 2007). O solo predominante é o Latossolo Vermelho-Amarelo caracterizado pelo alto intemperismo, baixa fertilização e concentrações intermediárias de óxido de ferro (MENDONÇA-SANTOS et al., 2008). A área possui trechos cortados por igarapés que alagam as regiões mais baixas durante a estação chuvosa (REIS, 2007).

Realizamos 15 perfis de solo utilizando tubos de PVC (100 cm de comprimento com 20 cm de diâmetro), a uma profundidade de 15 cm (Figura 24). As amostras foram levadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang Christian Pfeiffer (UNIR) para o início do experimento. Após a adição de 1,5 L de água do igarapé, 12 dos tubos foram tampados e vedados com fita de teflon e cola de silicone (Figura 25).

Cerca de 1,5 – 2g de rizosfera e 0,7 – 1g solo (equivalente a 0,5g peso seco, n = 3) foram incubadas com 25 µL da solução de $^{203}\text{HgCl}_2$ (10-12 nCi; 200 ng Hg/g peso seco) em 2, 5, 9 e 20 dias após a inundação. As amostras de rizosfera e solo (n = 3) dos tubos restantes foram incubadas com $^{203}\text{HgCl}_2$ no mesmo dia da coleta e utilizadas como tratamento controle (sem inundação). As amostras foram incubadas por 24h/25°C no escuro em triplicata e 1 controle acidificado foi adicionado para subtrair a metilação abiótica (Figura 25). A extração do Me^{203}Hg foi realizada como descrito acima. Os resultados do potencial de metilação foram expressos em %MeHg/g peso seco/24h.



Figura 24. Preparo do experimento de inundação. a) Perfil de solo. b) Enchimento dos tubos com água do igarapé. c) Tubo inundado com 1,5 L de água do igarapé. d) Tubos de PVC vedados contendo os perfis do solo e água do igarapé.

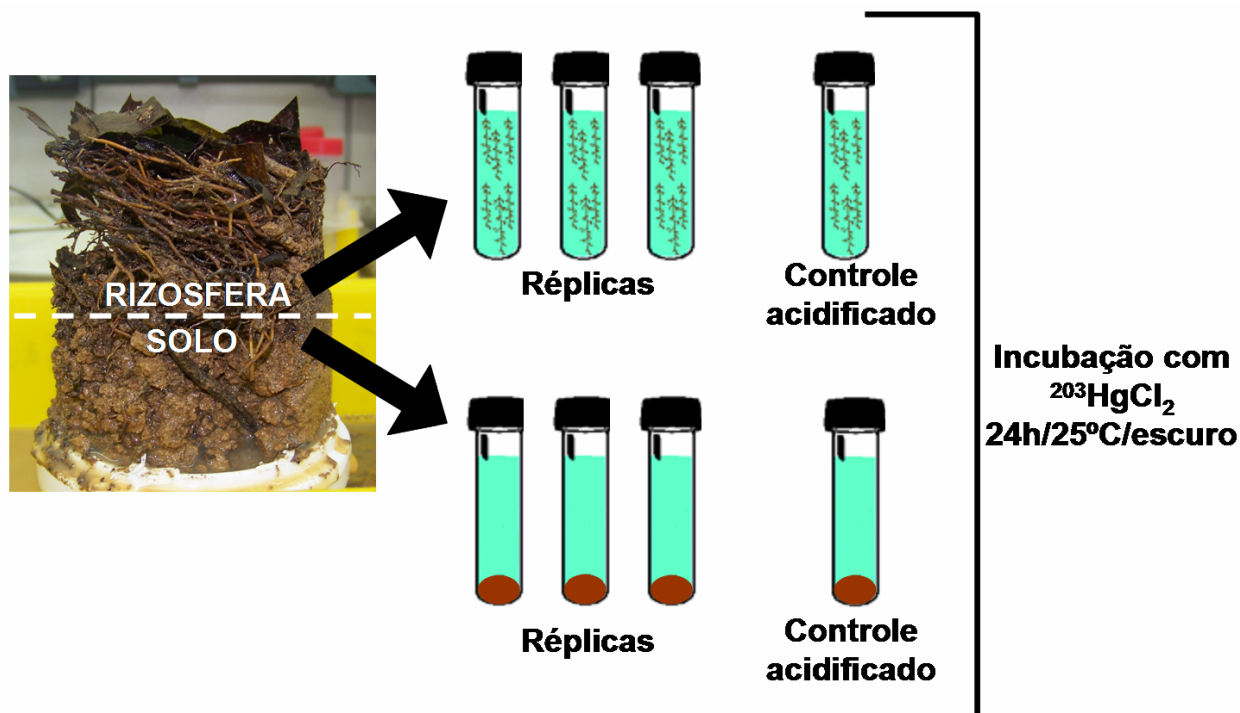


Figura 25. Esquema simplificado da incubação das amostras de rizosfera e solo com $^{203}\text{HgCl}_2$ no experimento de inundação.

Os dados dos parâmetros físico-químicos (condutividade, potencial hidrogeniônico, potencial redox, oxigênio dissolvido e total de sólidos em suspensão) da água dos tubos foram obtidos antes da coleta das amostras utilizando a Sonda Horiba Multiparâmetros, calibrada semanalmente no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang Christian Pfeiffer (UNIR). Esses dados foram relacionados com o potencial de metilação para avaliar a participação de cada parâmetro na formação de metilmercúrio nesse experimento.

4.4. POTENCIAL DE METILAÇÃO NA ÁREA INUNDÁVEL: EFEITO DA INUNDAÇÃO SAZONAL

A Bacia do Amazonas e suas sub-bacias são caracterizadas principalmente por uma extensa área de planícies sazonalmente inundadas pelos rios. A mudança entre a fase aquática e a fase terrestre afeta drasticamente as condições físico-químicas, a fauna, a flora e o balanço de nutrientes das áreas inundadas (JUNK, 1980). Durante a cheia o rio invade as florestas baixas trazendo material dissolvido e particulado aumentando a produtividade dos organismos aquáticos e as taxas de decomposição da matéria orgânica (JUNK, 1980), o que poderia aumentar a formação do metilmercúrio (GUIMARÃES, 2001).

Para avaliar a influência do pulso de inundação na formação de metilmercúrio amostras de solo e rizosfera da área sujeita à inundação foram coletadas em 5 pontos de floresta inundada de 5 tributários do Rio Madeira (Rio Caripunas, Rio Jacy-Paraná, Rio Contra, Rio Branco, e Igarapé Jatuarana I) na área de influência do AHE Santo Antônio, e em 2 tributários (Igarapé Jatuarana II e Igarapé Belmont), fora da área de influência do AHE Santo Antônio (Figura 20).

As amostras foram coletadas na fase aquática da área inundada durante a estação cheia e na fase terrestre durante a estação seca (Figura 25). Diferentemente dos solos de Floresta de Terra Firme, os solos das áreas inundáveis são classificados como Gleissolo (Figura 25), que tem como característica principal a coloração acinzentada ou esverdeada devido à redução

do ferro (SHINZATO et al., 2008). Após a coleta das amostras com o uso de um perfilador de PVC, o material foi acondicionado em sacos de polietileno e levados ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang Christian Pfeiffer para posterior processamento.

Durante a fase aquática, cerca de 2 g de rizosfera e 1g de solo (equivalente a 0,5 g de peso seco para ambas matrizes, $n = 7$) foram transferidas para tubos de borossilicato (50 mL) previamente preenchidos com 26 mL de água filtrada (filtro Sartorius 0,22 μm de poro) de cada ponto coleta. Durante a fase terrestre, foram utilizados cerca de 1,7 g de rizosfera e 0,9 g de solo (equivalente a 0,5 g de peso seco para ambas matrizes, $n = 7$).

As amostras foram incubadas em duplicata após a adição de 25 μL da solução de $^{203}\text{HgCl}_2$ (8-10 nCi; 200 ng de Hg/g peso seco). Após um período de 24 horas no escuro a 25°C foi adicionado 1 mL de ácido clorídrico 4N para finalizar as incubações. Um controle acidificado com 1 mL de ácido clorídrico 4N contendo amostras de rizosfera e solo como descrito acima foi adicionado a cada ponto para subtrair a formação abiótica de metilmercúrio e evitar que o potencial de metilação biótico fosse superestimado. Ao término das incubações as amostras foram congeladas imediatamente a -18°C.



Figura 26. Coleta das amostras na floresta inundada. a) Fase aquática (Maio). b) Fase terrestre (Agosto). c) Perfil do solo. d) Amostra de rizosfera e solo.

4.5. POTENCIAL DE METILAÇÃO NA SERRAPILHEIRA: INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DA COMUNIDADE MICROBIANA

A serrapilheira possui um papel central na ciclagem de nutrientes na Região Amazônica pela grande contribuição na entrada de nutrientes no ambiente aquático (WALKER, 1987). A decomposição de folhas inclui uma fase inicial em que os componentes solúveis em água são rapidamente lixiviados, seguido por uma rápida colonização por microrganismos decompositores (fungos e bactérias), e subsequente fragmentação foliar por ação mecânica de invertebrados e forças hidráulicas.

Durante o processo de decomposição microbiana, algumas condições como a disponibilidade de matéria orgânica e um ambiente com pouco oxigênio (devido à alta taxa de degradação aeróbica) podem favorecer a metilação do mercúrio (HEYES et al., 1998; BALOGH et al., 2002).

Uma das contribuições mais importantes dos microrganismos decompositores nos ciclos biogeoquímicos é a conversão de matéria orgânica dissolvida e particulada em biomassa, o que contribui para o fluxo do carbono nos ecossistemas aquáticos (CHIN-LEO, 1997).

A síntese protéica é uma boa indicadora da produção de biomassa bacteriana, uma vez que as proteínas compõem cerca de 60% da biomassa bacteriana em ambientes naturais (SIMON & AZAM, 1989), e a síntese protéica consome uma grande porcentagem da energia celular (CHIN-LEO, 1997).

Atualmente, a técnica mais utilizada para se medir a síntese protéica na área de ecologia microbiana se dá através da mensuração da incorporação da

leucina radioativa (KIRCHMAN et al., 1985; SIMON & AZAM, 1989; JORGENSEN, 1992; SMITH & AZAM, 1992; THOMAZ & WETZEL, 1995; TUOMINEN, 1995; MARXSEN, 1996; SUBERKROPP & WEYERS, 1996; FURTADO & CASPER, 2000; BAATH et al, 2001; BASTVIKEN & TRANVIK, 2001; MIRANDA et al., 2007b). A leucina é um aminoácido apolar de baixo peso molecular (131,2 Da), que compõe uma fração constante das proteínas bacterianas (KIRCHMAN et al., 1985).

O aumento da incorporação de leucina radioativa (marcada com ^3H ou ^{14}C) coincide com o aumento no número de células e proteínas (KIRCHMAN et al., 1986). Uma vez que as proteínas compõem uma fração constante da biomassa bacteriana, as taxas de síntese protéica podem ser convertidas em produção de biomassa total conhecendo-se a razão entre proteínas e a biomassa total (SIMON & AZAM, 1989; KIRCHMAN 1993). Além disso, A produção de carbono bacteriano pode ser utilizada como um indicador do processo de decomposição da serrapilheira (GRAÇA & CANHOTO, 2006).

Para avaliar a influência da colonização e decomposição microbiana da biomassa vegetal nos processos de metilação do mercúrio e produtividade bacteriana, foram realizadas no presente estudo experimentos em um igarapé inserido na área de influência indireta do AHE de Santo Antônio.

O Igarapé Mato Grosso está localizado no CAMPUS UNIR e a sua drenagem se dá em direção ao Rio Madeira. O pulso de inundação altera drasticamente o nível da água no igarapé, apresentando uma variação média de 5 metros entre as estações de seca e cheia (Figura 27). Durante a seca a água

do igarapé é classificada como água clara e nos períodos de cheia como água branca (grande aporte de material em suspensão).

A área de estudo (em destaque na figura 27) possui uma área equivalente a 0,5 hectare dividido em 50 parcelas contíguas de 10 x 10 m. Essas parcelas estão distribuídas em um gradiente de inundação de modo a contemplar diferentes estandes da floresta (SANTOS, 2007). A vegetação dessa área foi classificada como Floresta Ombrófila Densa Aluvial por tratar-se de uma tipologia florestal que ocorre ao longo dos corpos d'água (SANTOS, 2007).

O seu relevo é predominantemente suave-ondulado permitindo a inundação das regiões mais baixas. Os solos predominantes são o Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo e o Gleissolo (SANTOS, 2007).

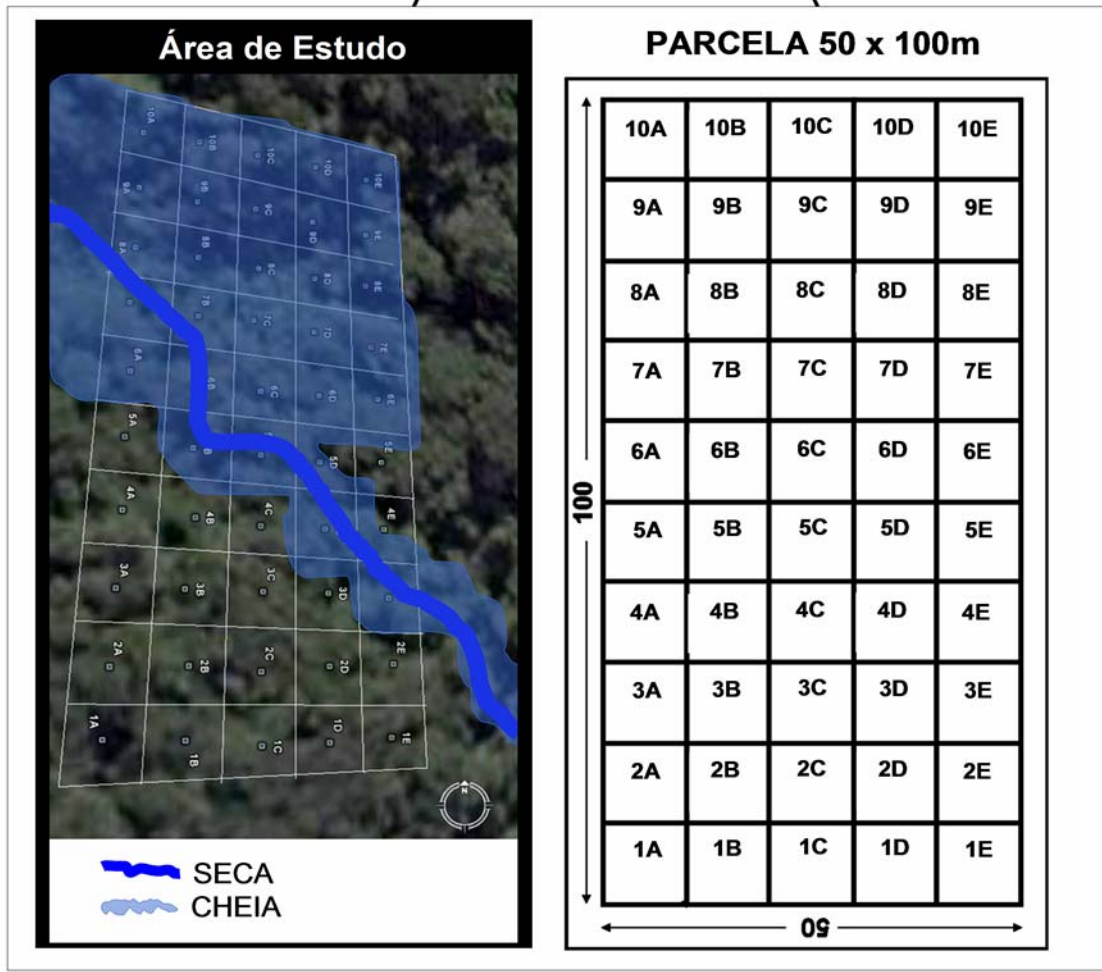
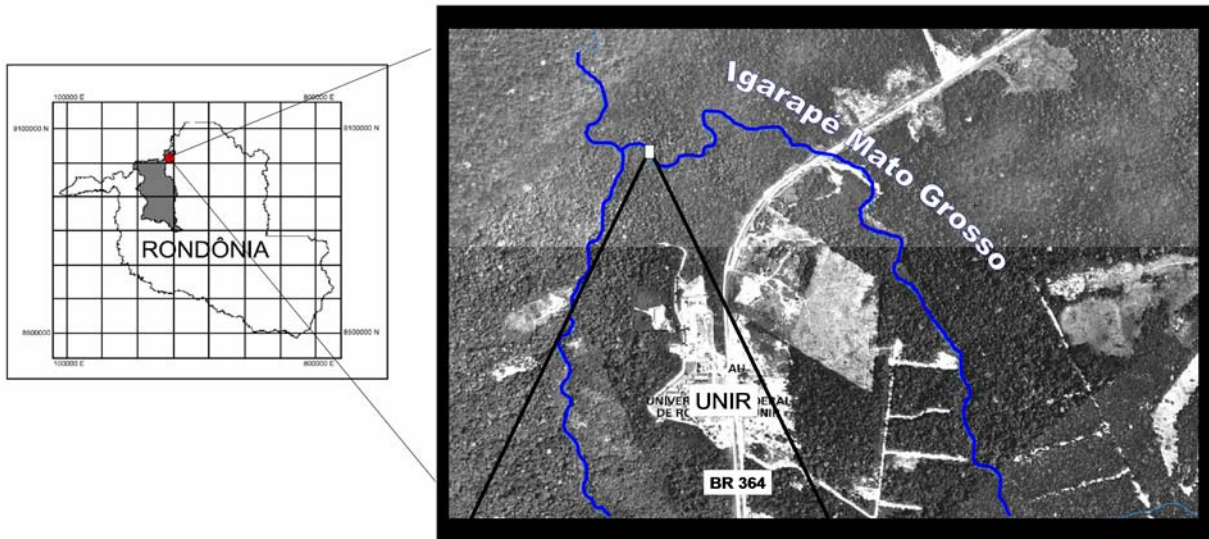


Figura 27. Localização do Igarapé Mato Grosso e a área de estudo.

Santos (2007) realizou o levantamento fitossociológico e estrutural da área em destaque na figura 27 e registrou 1077 indivíduos, distribuídos em 243 espécies, 112 gêneros e 52 famílias botânicas (SANTOS, 2007). As famílias com maior porcentagem de indivíduos foram a Fabaceae (17%), Arecaceae (11%), Annonaceae (8%), Moraceae e Euphorbiaceae (7%), Lauraceae e Araliaceae (6%), Chrysobalanaceae e Lecythidaceae (4%), Meliaceae e Icacinaceae (3%), e as demais famílias com 24% (SANTOS, 2007).

Com o objetivo de padronizar o estudo, as folhas foram pré-selecionadas utilizando-se uma espécie de planta que possuía uma boa representatividade na área estudada. Para essa finalidade foram utilizadas folhas da *Chamaecrista negrensis* (Figura 28). A *Chamaecrista negrensis* pertence à família Fabaceae e é uma das 4 espécies com o maior índice de valor de importância na área estudada (SANTOS, 2007).

Para o cálculo do índice de valor de importância são utilizados a frequência das espécies sobre a área, a densidade e a projeção do corpo da planta no solo (REIS, 2007). Possuindo uma altura média de 9,5 m na área estudada, essa leguminosa pode alcançar 23 m de altura. Outra característica importante para o uso dessa espécie nos estudos com decomposição foi a sua distribuição tanto em Floresta de Terra Firme quanto na floresta inundada (Figura 28).

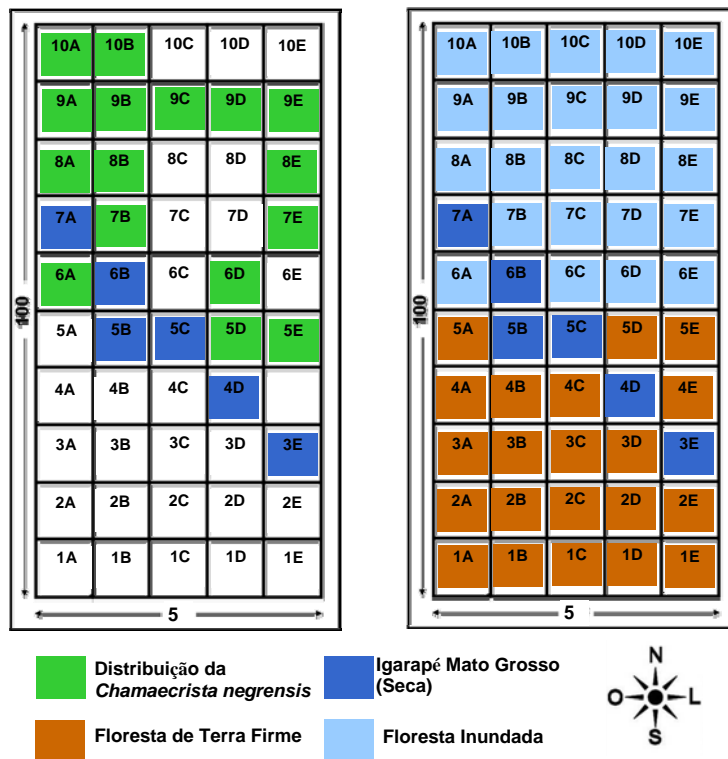


Figura 28. Distribuição da *Chamaecrista negrensis* na área estudada do Igarapé Mato Grosso.

O experimento de decomposição foi realizado no final da estação cheia (Maio) e teve uma duração de cerca de 3 meses. Para o preparo do experimento foram retiradas folhas frescas da *Chamaecrista negrensis* de diversos indivíduos. Cerca de 10 folhas foram agrupadas em “Leaf Packs” com o auxílio de um grampeador e dispostas em 3 pontos do Igarapé Mato Grosso (Figuras 29 e 30). Os “Leaf Packs” foram retirados de cada um dos pontos do igarapé em 3, 7, 17, 51 e 83 dias após a sua imersão (Figura 30), e então transportadas em sacos de polietileno para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang Christian Pfeiffer (UNIR).

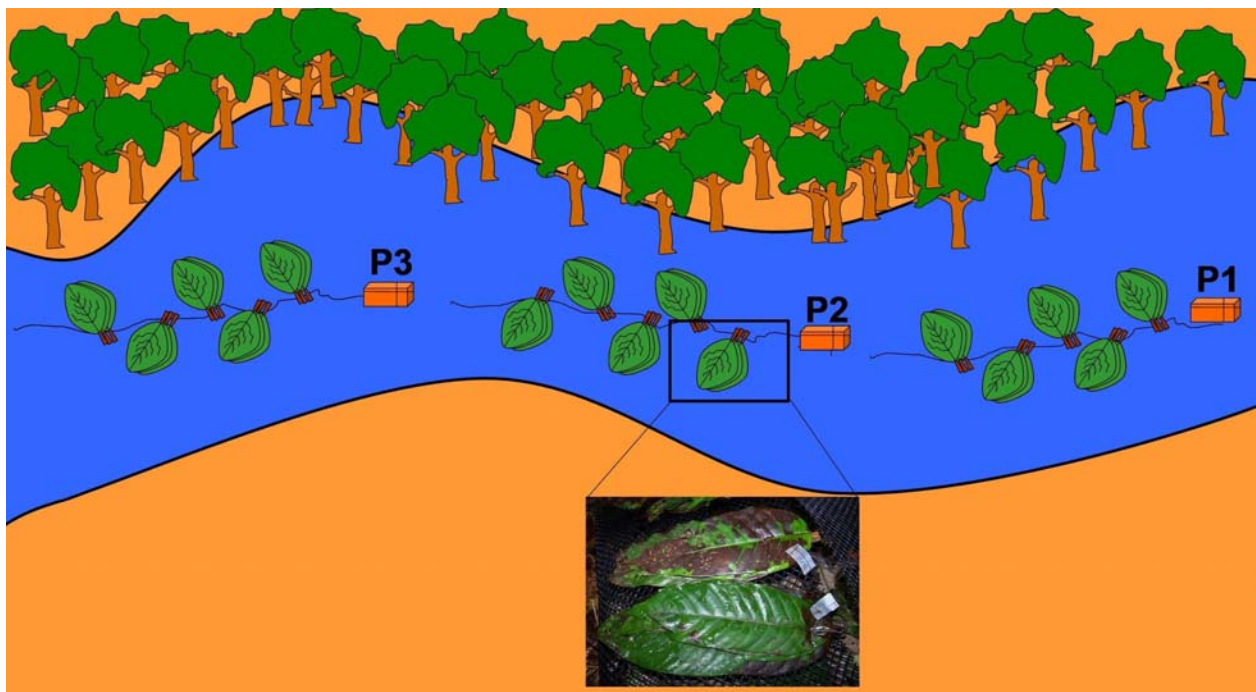


Figura 29. Esquema do experimento de decomposição de folhas de *Chamaecrista negrensis* no Igarapé Mato Grosso. Em destaque os “Leaf Packs” usados nas incubações com $^{203}\text{HgCl}_2$ e $[^3\text{H}]$ Leucina.

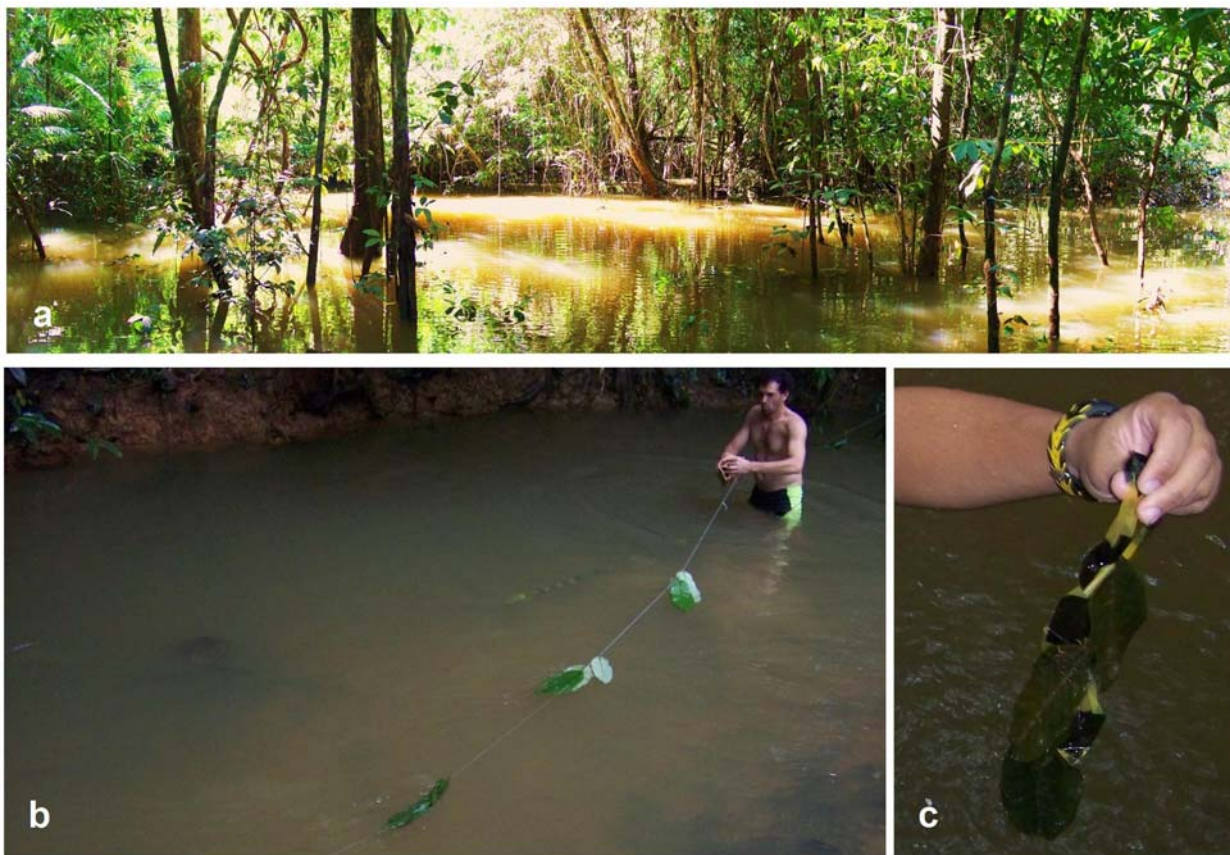


Figura 30. Preparo do experimento no Igarapé Mato Grosso. a) Floresta inundada pelo Igarapé Mato Grosso. b) Colocação dos “Leaf Packs” no Igarapé Mato Grosso. c) Coleta das folhas de *Chamaecrista negrensis* dispostas em “Leaf Packs”.

No laboratório as amostras foram preparadas para a incubação com o $^{203}\text{HgCl}_2$ e a $[^3\text{H}]$ Leucina (atividade específica de 62 Ci/mmol, *Amersham Biosciences*) descrita a seguir e ilustrada na Figura 31.

Para avaliar o potencial de metilação do mercúrio, as folhas foram cortadas em pedaços (8x4 cm) com o auxílio de uma tesoura, e aproximadamente 2 g de folhas frescas (cerca de 0,5 g de peso seco) foram colocadas em frascos de borossilicato (60 mL) previamente preenchidos com 20 mL da água do igarapé filtrada (filtro 0,22 μm).

As amostras foram incubadas em triplicata com 35 μL da solução de $^{203}\text{HgCl}_2$ (10-15nCi; 200 ng Hg/g peso seco) durante 24 horas no escuro a 25°C.

Para interromper a incubação procedeu-se a adição de 1 mL de ácido clorídrico 4N aos tubos. Para a subtração da metilação abiótica foi adicionado um controle acidificado. Após a acidificação, as amostras foram congeladas a -18°C. A extração do metilmercúrio radioativo foi realizada como descrita anteriormente.

Para a incubação com [³H]Leucina foram recortados disco foliares (0,5 cm de diâmetro) com o auxílio de um furador de papel. Os discos foliares foram colocados em microtubos de centrífuga (2 mL) previamente preenchidos com 1 ml de água do igarapé filtrada em filtros de 0,22 µm de poro (6 réplicas analíticas).

As amostras foram incubadas com 400 nM de [³H]Leucina (concentração final; adição de ±30nCi) no escuro a 25°C. Após 1 hora foram adicionados 60 µL de formaldeído 37% aos microtubos para interromper a incubação. Em seguida, as amostras foram congeladas a -18°C para posterior extração das proteínas.

Para evitar que a produção bacteriana seja superestimada foram utilizados 2 controles com adição prévia de 60 µL de formaldeído 37% e subtraídos das amostras (Figura 31).

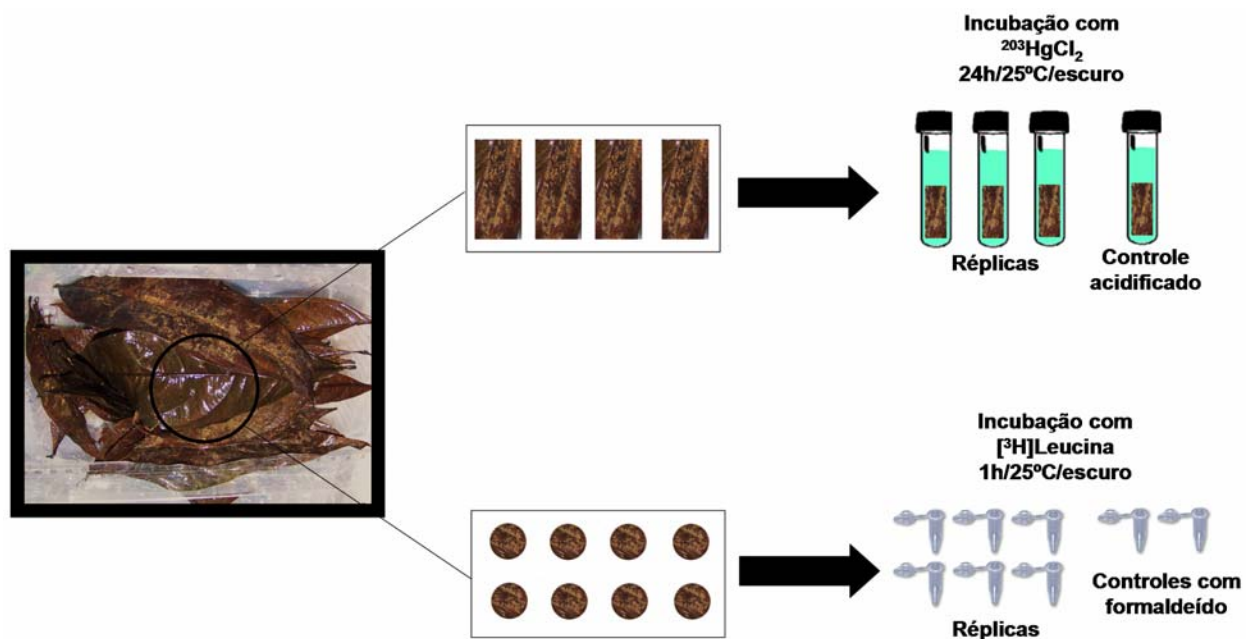


Figura 31. Incubações com $^{203}\text{HgCl}_2$ e $[^3\text{H}]\text{Leucina}$ nas folhas de *Chamaecrista negensis*.

As proteínas marcadas foram extraídas de acordo com o protocolo adaptado de Miranda et al. (2007b). Os microtubos foram colocados em banho de ultrassom por 10 min. Após o banho, foram adicionados 50 μL ácido tricloroacético 100%. As amostras foram mantidas no escuro por 30 minutos para a precipitação das macromoléculas. Os discos foliares foram retirados dos microtubos e o sobrenadante centrifugado por 10 min a 14 000 x g para a formação do “pellet”.

Após a centrifugação, o sobrenadante foi descartado e o “pellet” (contendo as proteínas marcadas) foi lavado com 1 mL de ácido tricloroacético 5%, homogeneizado (10 s no vórtex) e centrifugado (10 min a 14 000 x g). Esse passo foi repetido mais uma vez. Como etapa final do “clean up” das proteínas, o “pellet” foi lavado com 1 mL de etanol 80% e centrifugado (10 min a 14 000 x g). O sobrenadante foi descartado e 1 mL de líquido de cintilação (Ecolite) foi adicionado aos microtubos. Após dois dias no escuro para evitar a

quimioluminescência das amostras os microtubos foram colocados dentro de frascos de cintilação e a radioatividade mensurada em um cintilador líquido Perkin Elmer. Os valores obtidos em dpm foram convertidos para produção de carbono bacteriano ($\text{ng C/cm}^2/\text{h}$). Os principais passos da extração das proteínas marcadas estão sumarizados na figura 32.

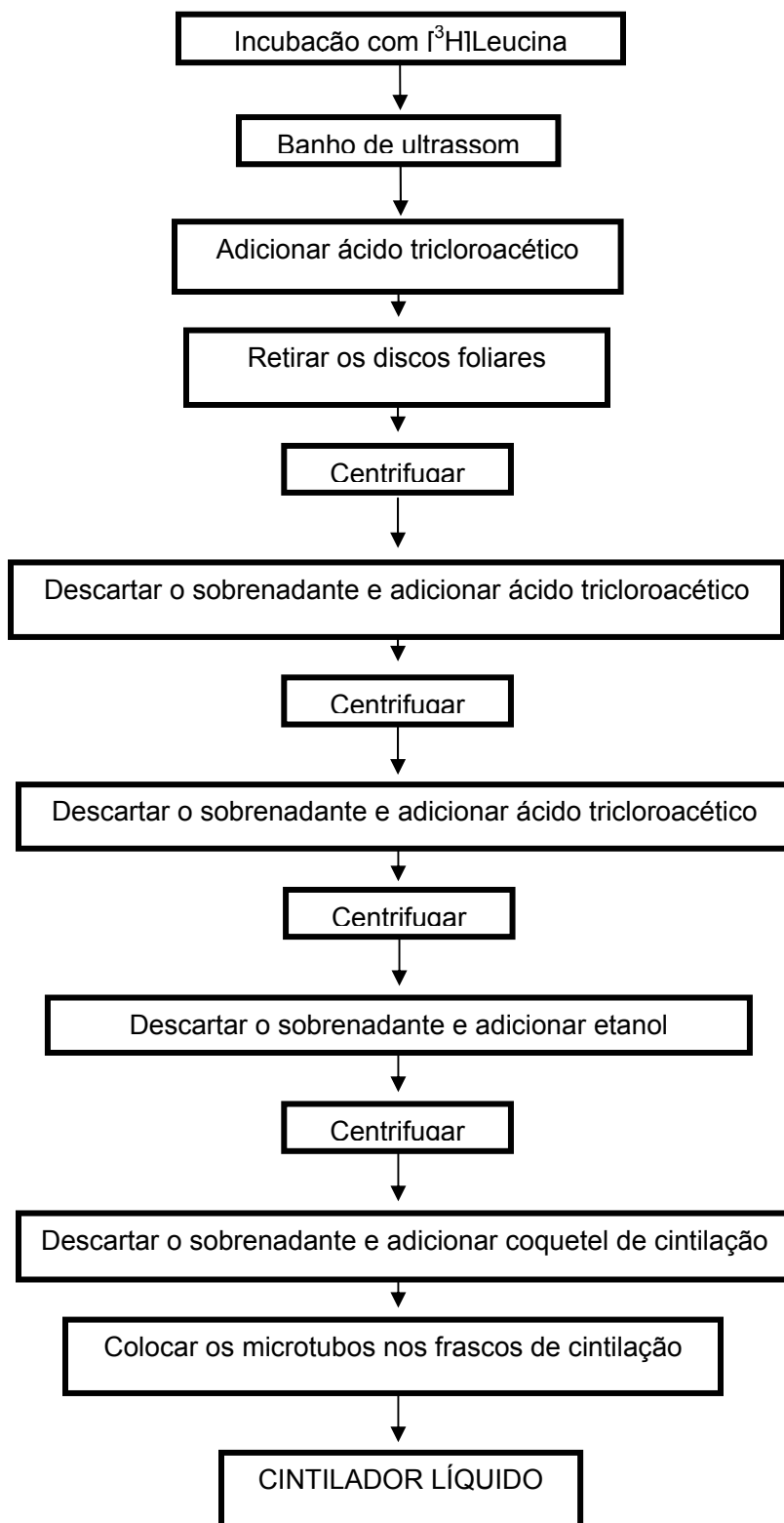


Figura 32. Extração das proteínas marcadas (adaptado de MIRANDA et al., 2007b).

Ao longo da coleta foram obtidos dados de parâmetros físico-químicos (condutividade, potencial hidrogeniônico, potencial redox, oxigênio dissolvido e total de sólidos em suspensão) da água do igarapé utilizando a Sonda Horiba Multiparâmetros (Figura 33), calibrada semanalmente como recomendado no manual. Esses dados foram relacionados com o potencial de metilação para avaliar a participação de cada parâmetro na formação de metilmercúrio nesse experimento.



Figura 33. Obtenção dos parâmetros físico-químicos no Igarapé Mato Grosso.

4.6. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para a análise dos dados foi utilizado o pacote estatístico BioEstat 5.0. Os dados obtidos foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk para que a normalidade dos dados fosse investigada. Quando da ocorrência da distribuição normal, os dados foram analisados através de testes paramétricos. As variáveis que não apresentaram distribuição normal foram submetidas a testes não-paramétricos. Para avaliar a dependência de uma variável em relação à variável independente foi utilizada a análise de regressão (ajuste de curvas).

5. RESULTADOS

5.1. POTENCIAL DE METILAÇÃO NAS MATRIZES TERRESTRES

A média do potencial de metilação nas amostras de rizosfera coletadas na estação cheia foi de $0,38 \pm 0,16$ %MeHg/g peso seco/24h e na estação seca foi de $0,56 \pm 0,35$ %MeHg/g peso seco/24h (Figura 34). Entretanto, não há diferença significativa entre os valores de potencial de metilação das amostras de rizosfera quando as duas estações são comparadas ($p = 0,40$; $\alpha = 0,05$; Mann-Whitney).

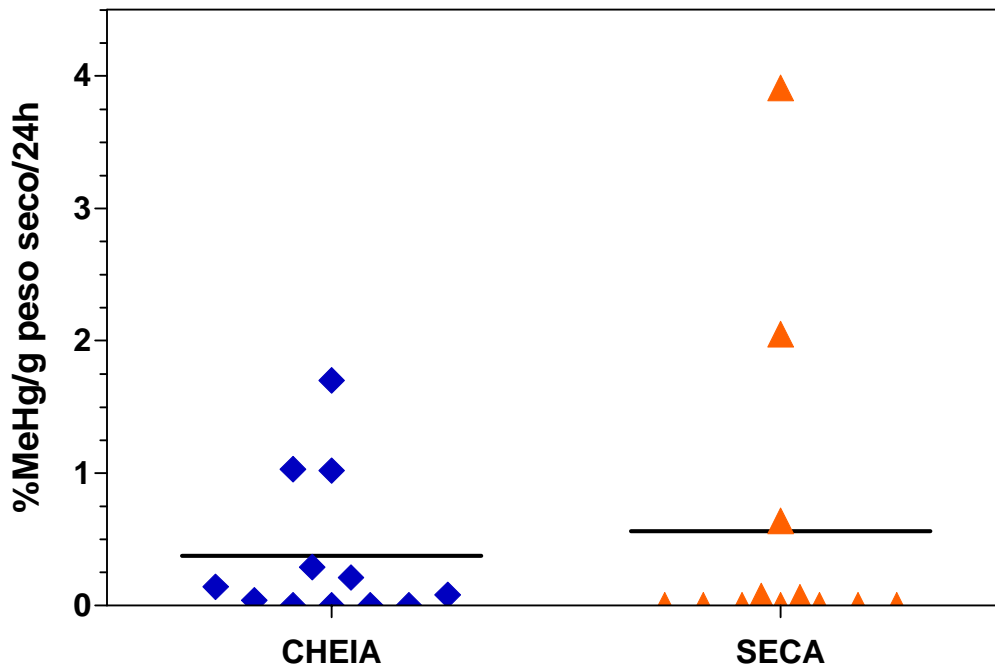


Figura 34. Potencial de metilação na rizosfera da Floresta de Terra Firme coletada na estação cheia e na estação seca. A linha horizontal representa a média dos pontos amostrados ($n = 12$).

A média do potencial de metilação nas amostras de solo coletadas na estação cheia foi de $0,08 \pm 0,03$ %MeHg/g peso seco/24h e na estação seca foi de $0,31 \pm 0,18$ %MeHg/g peso seco/24h (Figura 35). Assim como na rizosfera, não há diferença significativa entre os valores de potencial de metilação das amostras de solo quando as duas estações são comparadas ($p = 0,84$; $\alpha = 0,05$; Mann-Whitney).

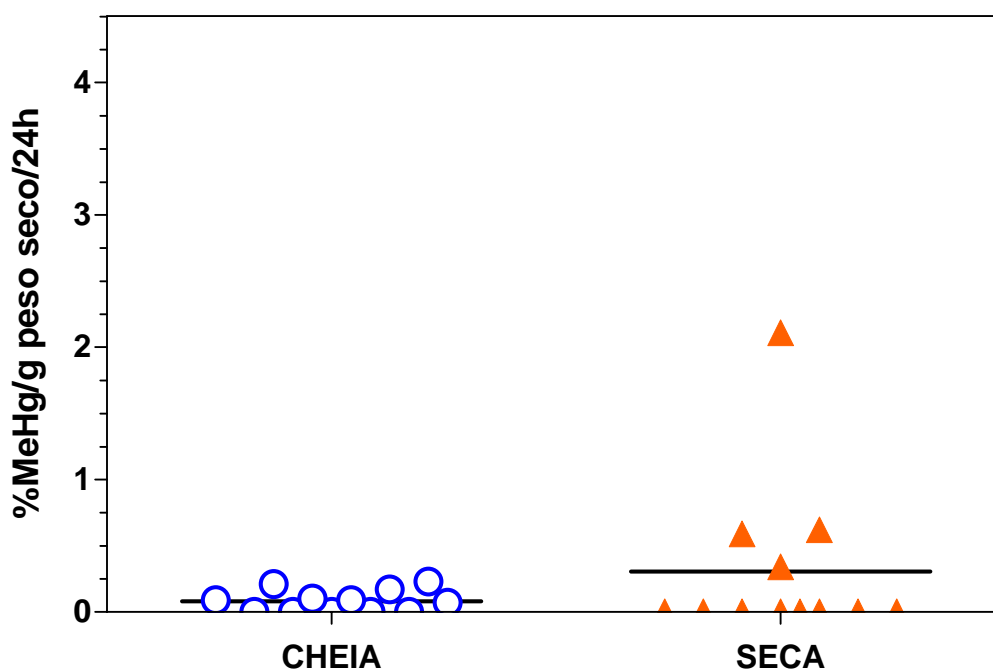


Figura 35. Potencial de metilação no solo da Floresta de Terra Firme coletado na estação cheia e na estação seca. A linha horizontal representa a média dos pontos amostrados ($n = 12$).

5.2. POTENCIAL DE METILAÇÃO EM MATRIZES TERRESTRES: EFEITO DA INUNDAÇÃO EM UM EXPERIMENTO DE LABORATÓRIO

Foi observada diferença significativa no potencial de metilação na rizosfera ($p = 0,03$; Kruskal-Wallis; Figura 36) e no solo ($p = 0,01$; Kruskal-Wallis; Figura 37) durante o experimento de inundação atingindo valores máximos de $1,50 \pm 0,96$ %MeHg/g peso seco/24h para a rizosfera e $3,98 \pm 1,12$ %MeHg/g peso seco/24h para o solo no último dia de experimento. Em relação aos controles (sem inundação), a média do potencial de metilação 20 dias após a inundação foi cerca de 38 vezes superior na rizosfera ($p = 0,01$; Student-Newman-Keuls) e cerca de 44 vezes superior no solo ($p = 0,002$; Student-Newman-Keuls).

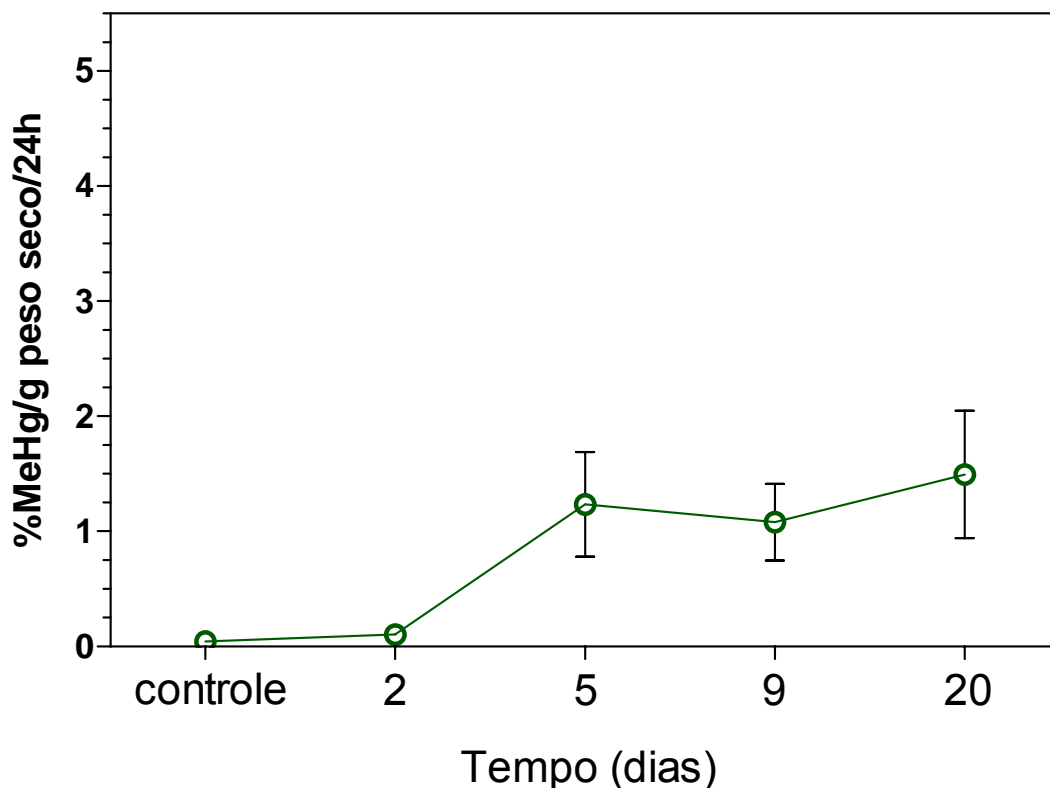


Figura 36. Potencial de metilação na rizosfera da Floresta de Terra Firme submetidos a inundação experimental (média±erro padrão, $n = 3$).

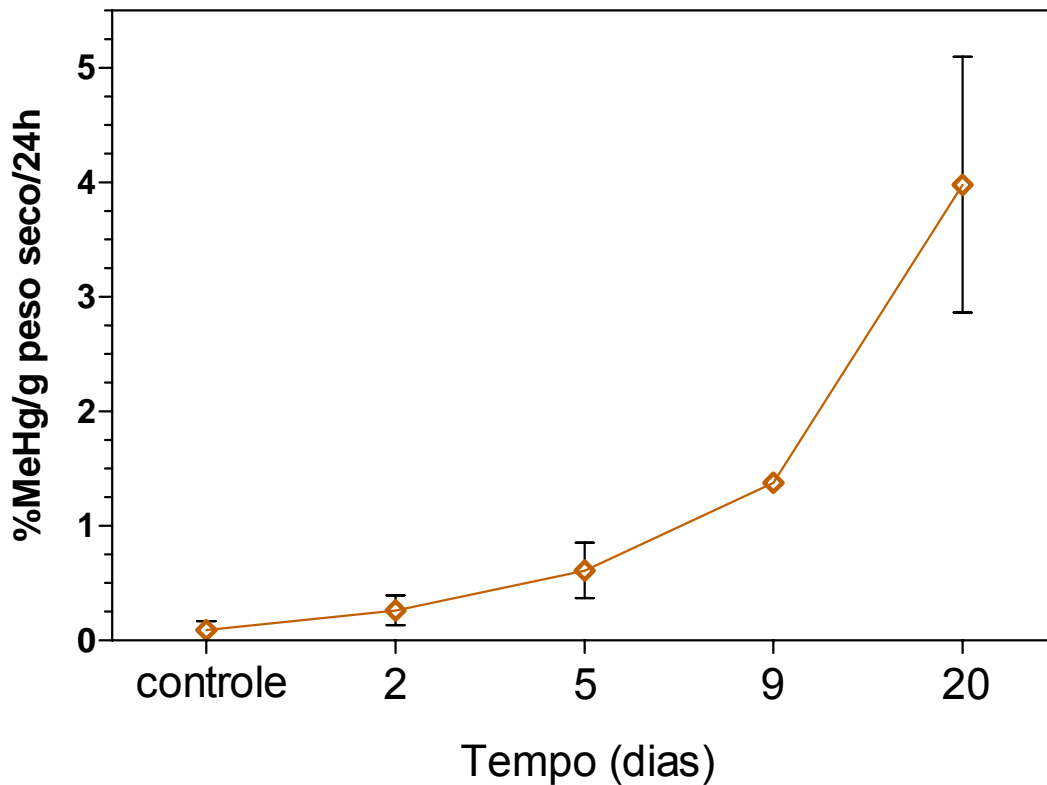


Figura 37. Potencial de metilação no solo da Floresta de Terra Firme submetidos a inundação experimental (média±erro padrão, n = 3).

Não houve diferença significativa entre as matrizes ($p = 0,54$; Kruskal-Wallis). Para avaliar a dependência do potencial de metilação em relação ao tempo de inundação submetemos os dados ao ajuste de curvas, uma vez que o modelo de distribuição pode não ser linear. Após a verificação do coeficiente de determinação (R^2) os dados foram ajustados a um modelo linear, exponencial, logarítmico ou geométrico.

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação na rizosfera em relação ao tempo de inundação foi utilizando uma curva logarítmica (85,8%; $p = 0,0237$; Figura 38 e Tabela 1).

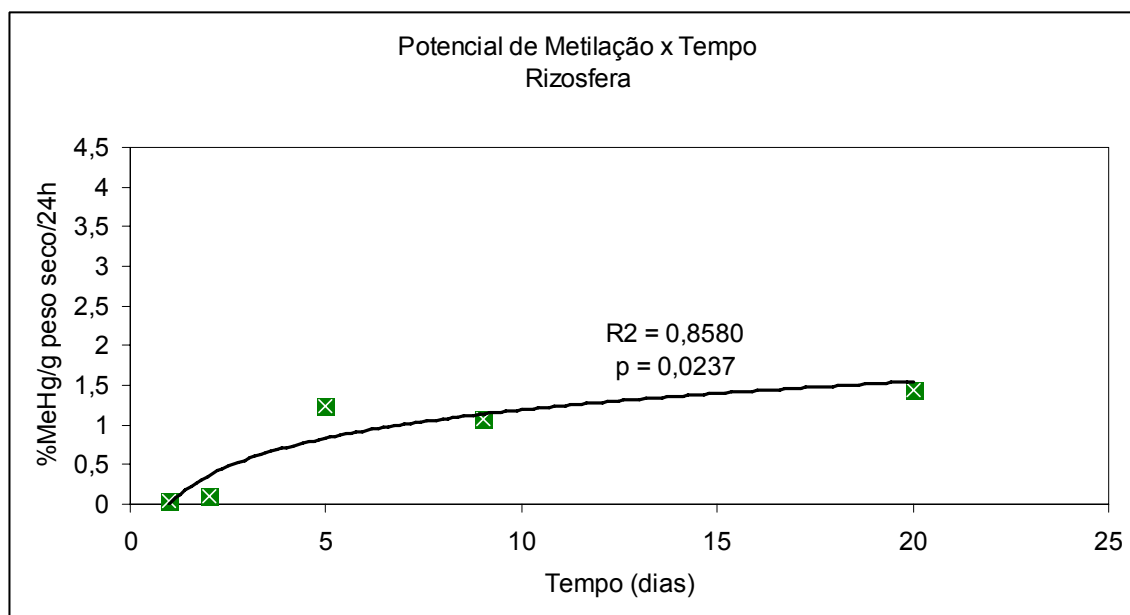


Figura 38. Modelo de regressão logarítmica da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao tempo de inundação do mesocosmo. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 1. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao tempo de inundação.

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	0,2795	0,1238	0,0106	0,0578
Coef. regressão (b)	0,0675	0,1538	0,5128	12,675
Coef. determinação (R^2)	62,64%	52,80%	85,80%	85,18%
Var. independente	Tempo	Tempo	Tempo	Tempo
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,1106	0,1643	0,0237	0,0254

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação no solo em relação ao tempo de inundação foi utilizando uma curva geométrica (99,47%; $p = 0,0023$; Figura 39 e Tabela 2).

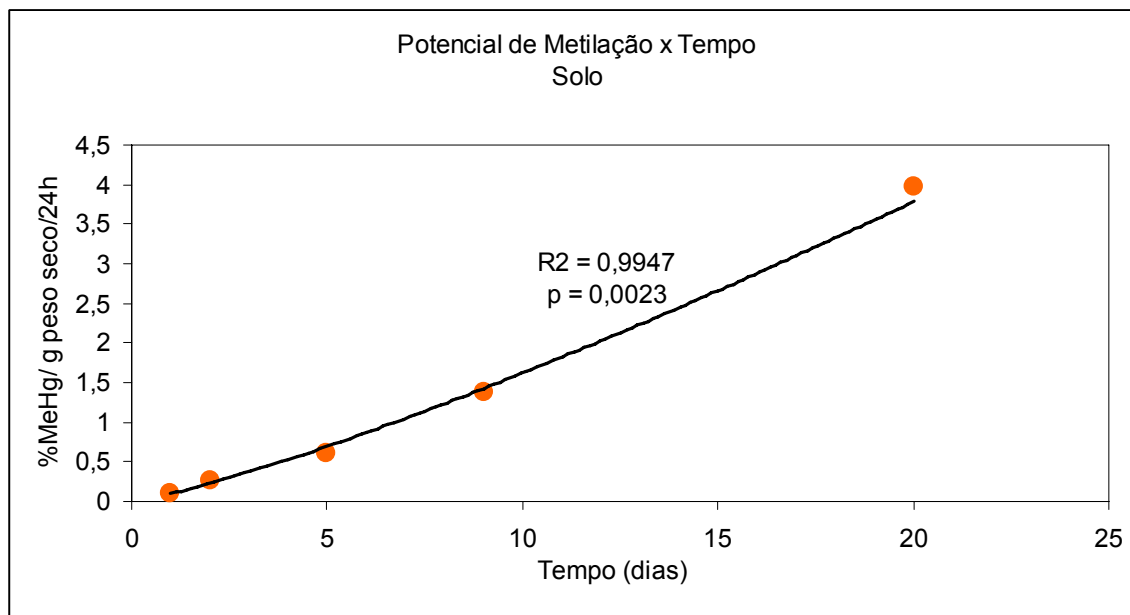


Figura 39. Modelo de regressão geométrica da variável potencial de metilação no solo em relação ao tempo de inundação. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 2. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação no solo em relação ao tempo de inundação.

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	-0,26	0,1654	-0,5001	0,0968
Coef. regressão (b)	0,206	0,1753	11,773	12,224
Coef. determinação (R^2)	98,82%	86,08%	76,66%	99,47%
Var. independente	Tempo	Tempo	Tempo	Tempo
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,0006	0,023	0,0517	0,0023

Os resultados dos parâmetros físico-químicos estão representados na figura 40.

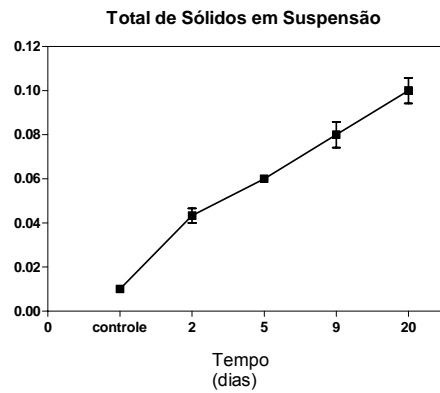
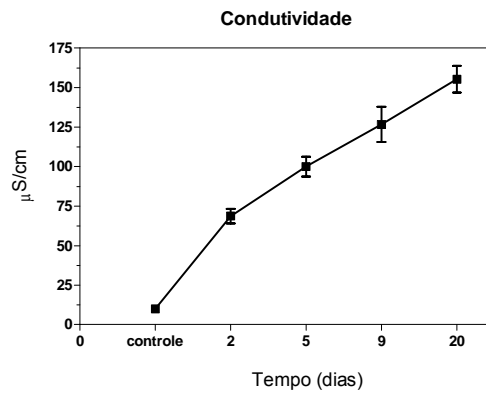
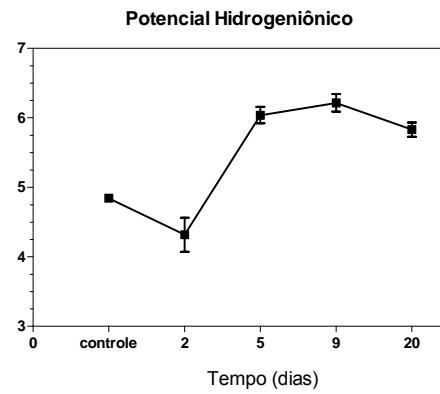
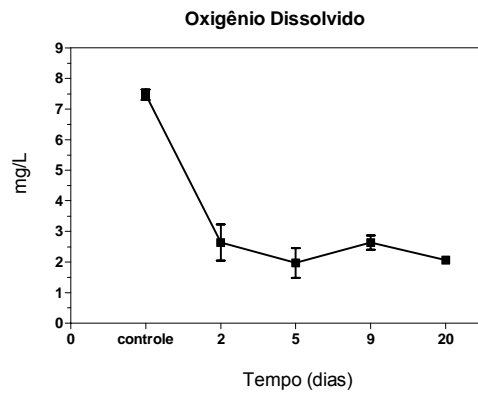
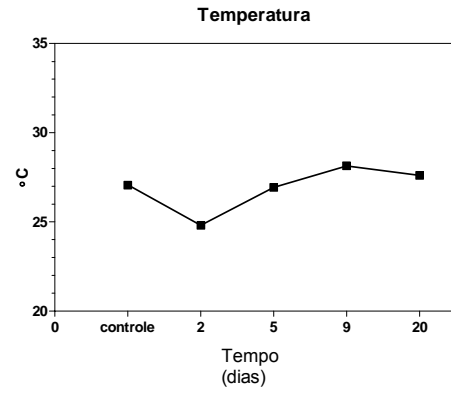
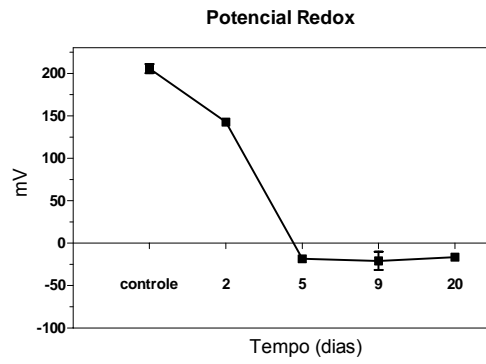


Figura 40. Parâmetros físico-químicos do experimento de inundação.

O potencial redox da coluna d'água apresentou uma diminuição significativa após o 5º dia de inundação ($p = 0,01$; Student-Newman-Keuls), variando de um sistema mais oxidante para um sistema mais redutor.

Não houve variação significativa da temperatura ao longo do experimento ($p > 0,05$, Kruskal-Wallis).

A concentração de oxigênio dissolvido variou significativamente após o 2º dia de inundação ($p < 0,01$; Tukey) com um decréscimo de mais de 60%.

O potencial hidrogeniônico da coluna d'água variou significativamente aproximando-se da neutralidade a partir do 5º dia de inundação ($p < 0,05$; Student-Newman-Keuls).

A condutividade apresentou uma variação significativa ao longo do experimento, variando de 10 a 155 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no início e no final do experimento ($p = 0,01$; Student-Newman-Keuls), respectivamente.

O total de sólidos em suspensão também apresentou uma variação significativo ao longo do experimento, variando de 0,01 a 0,1 mg/L no início e no final do experimento ($p = 0,01$; Student-Newman-Keuls), respectivamente.

Os parâmetros físico-químicos da coluna d'água foram relacionados com o potencial de metilação na rizosfera e no solo para avaliar a influência dessas variáveis na formação do metilmercúrio.

Após a análise das variáveis ambientais, verificou-se que potencial de metilação na rizosfera apresentou relação de dependência com a condutividade (86%), o potencial redox (98%), o potencial hidrogeniônico (81%) e o total de sólidos em suspensão (82%).

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação na rizosfera em relação à condutividade foi utilizando uma curva exponencial (85,89%; $p = 0,0235$; Figura 41 e Tabela 3).

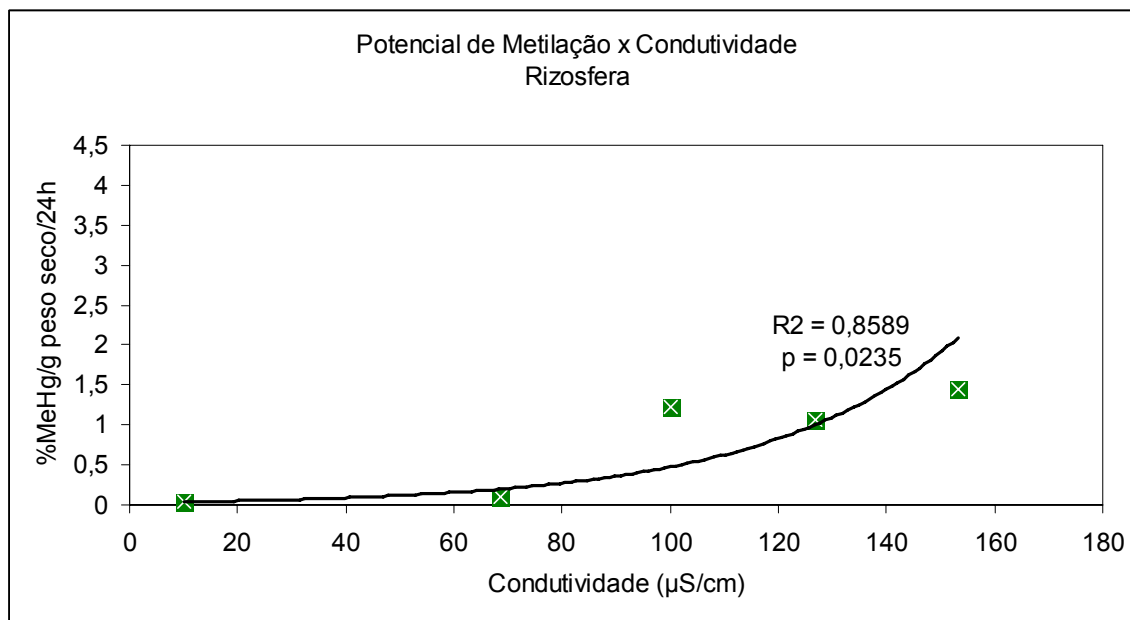


Figura 41. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação na rizosfera em relação à condutividade. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 3 Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação à condutividade.

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	-0,1936	0,0317	-12,050	0,0017
Coef. regressão (b)	0,0106	0,0272	0,4722	12,979
Coef. determinação (R ²)	80,08%	85,89%	62,87%	77,18%
Var. independente	Condutividade	Condutividade	Condutividade	Condutividade
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,0402	0,0235	0,1095	0,0499

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial redox foi utilizando o modelo geométrico (97,63%; $p = 0,0165$; Figura 42 e Tabela 4).

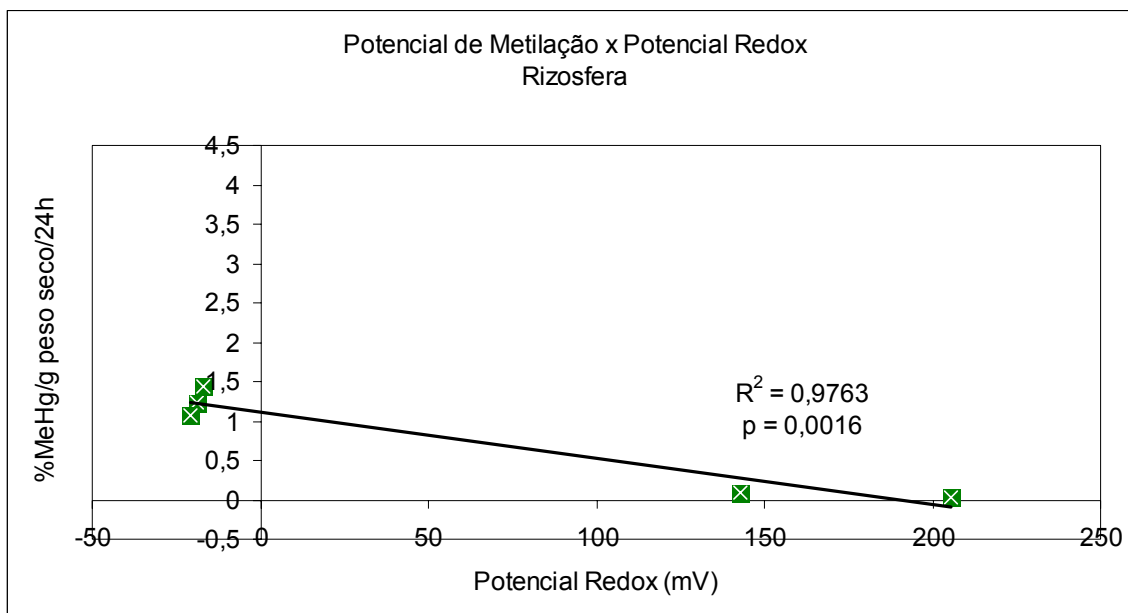


Figura 42. Modelo de regressão geométrica da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial redox. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 4. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial redox (Eh).

	Linear	---	---	Geométrica
Intercepto (a)	11,238	---	---	12,511
Coef. regressão (b)	-0,0059	---	---	-0,5711
Coef. determinação (R^2)	92,72%	---	---	97,63%
Var. independente	Eh	---	---	Eh
Var. dependente	%MeHg	---	---	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	---	---	$Y' = a * X^b$
(p)	0,0085	---	---	0,0016

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação na rizosfera em relação ao pH foi utilizando o modelo linear (81,85%; $p = 0,0348$; Figura 43 e Tabela 5).

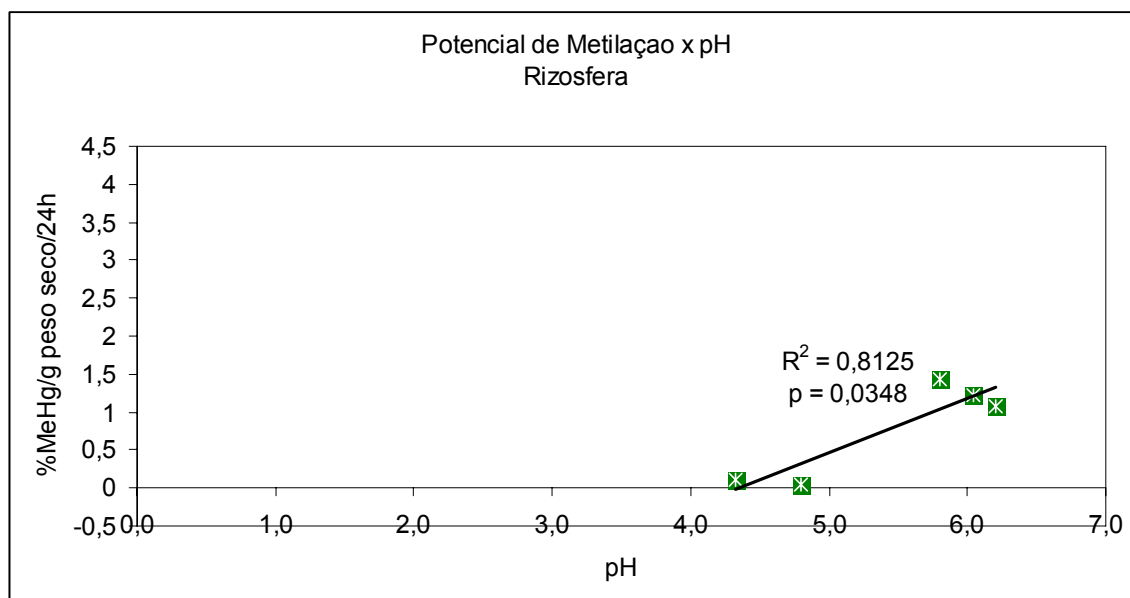


Figura 43. Modelo de regressão linear da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial hidrogeniônico. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 5. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao potencial hidrogeniônico (pH).

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a) =	4.5605	4.5528	5.8793	5.8548
Coef. regressão (b) =	1.1395	0.2179	0.453	0.0859
Coef. determinação (R^2) =	81.85%	81.68%	79.59%	78.07%
Var. independente =	pH	pH	pH	pH
Var. dependente =	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação =	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p) =	0.0348	0.0353	0.0418	0.0468

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação no solo em relação ao total de sólidos em suspensão foi utilizando uma curva exponencial (82,19%; $p = 0,0338$; Figura 44 e Tabela 6).

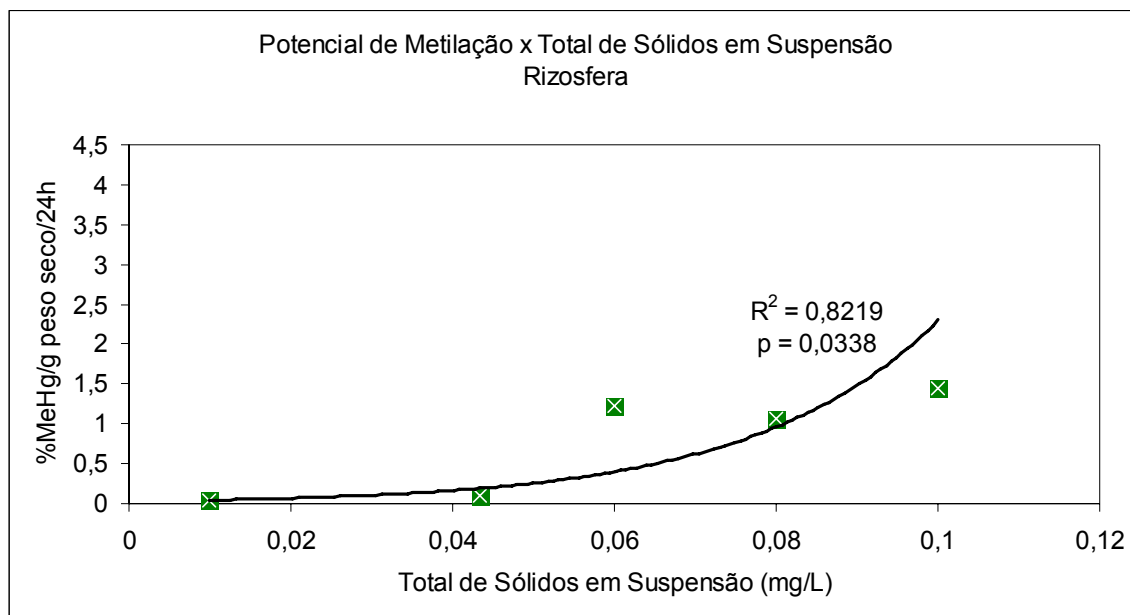


Figura 44. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação na rizosfera em relação ao total de sólidos em suspensão. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 6. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação na rizosfera em relação ao total de sólidos em suspensão (TDS).

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	-0,2087	0,0314	26,006	533,123
Coef. regressão (b)	168,426	427,969	0,5919	16,011
Coef. determinação (R^2)	78,34%	82,19%	67,17%	79,89%
Var. independente	TDS	TDS	TDS	TDS
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,0459	0,0338	0,0894	0,0408

O potencial de metilação no solo apresentou relação de dependência com a condutividade e o total de sólidos em suspensão ($p < 0,05$).

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação no solo em relação à condutividade foi utilizando uma curva exponencial (97,15%; $p = 0,0021$; Figura 45 e Tabela 7).

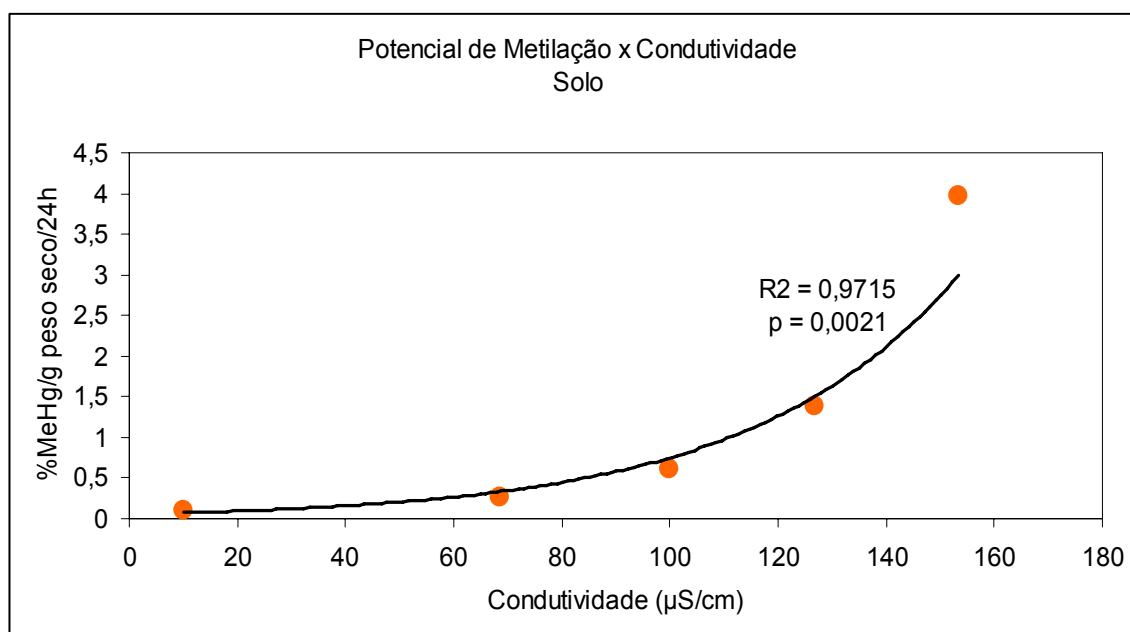


Figura 45. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação no solo em relação à condutividade. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 7. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação no solo em relação à condutividade.

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	-0,8596	0,0564	-24,146	0,0046
Coef. regressão (b)	0,0232	0,0259	0,8756	11,601
Coef. determinação (R^2)	64,71%	97,15%	36,64%	77,42%
Var. independente	Condutividade	Condutividade	Condutividade	Condutividade
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,1007	0,0021	0,2793	0,049

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação no solo em relação ao total de sólidos em suspensão foi utilizando uma curva exponencial (98,93%; $p = 0,0005$; Figura 46 e Tabela 8).

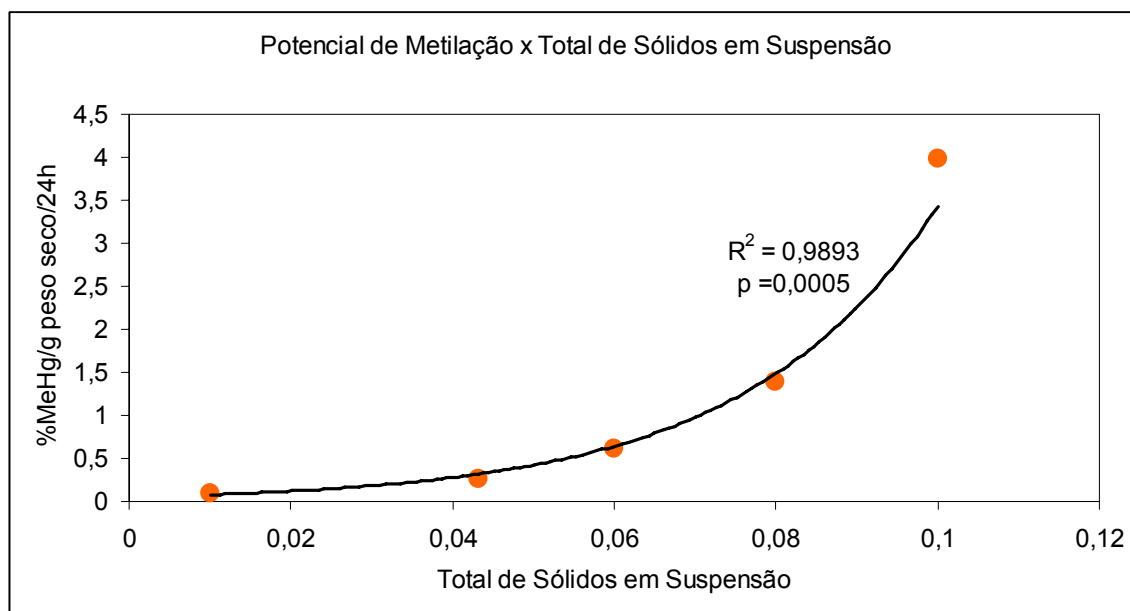


Figura 46. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação no solo em relação ao total de sólidos em suspensão. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 8. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação no solo em relação ao total de sólidos em suspensão (TDS).

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	-10,254	0,0518	48,391	545,611
Coef. regressão (b)	390,409	419,057	11,615	14,629
Coef. determinação (R^2)	71,34%	98,93%	43,85%	83,72%
Var. independente	TDS	TDS	TDS	TDS
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,0717	0,0005	0,2233	0,0293

5.3. POTENCIAL DE METILAÇÃO NA ÁREA INUNDÁVEL: EFEITO DA INUNDAÇÃO SAZONAL

A média do potencial de metilação das amostras de rizosfera da floresta inundável coletadas na estação cheia foi de $0,40 \pm 0,19$ %MeHg/g peso seco/24h e na estação seca foi de $0,74 \pm 0,43$ %MeHg/g peso seco/24h (Figura 47). Entretanto, não há diferença significativa entre os valores de potencial de metilação das amostras de rizosfera quando as duas estações são comparadas ($p = 0,90$; $\alpha = 0,05$; Mann-Whitney).

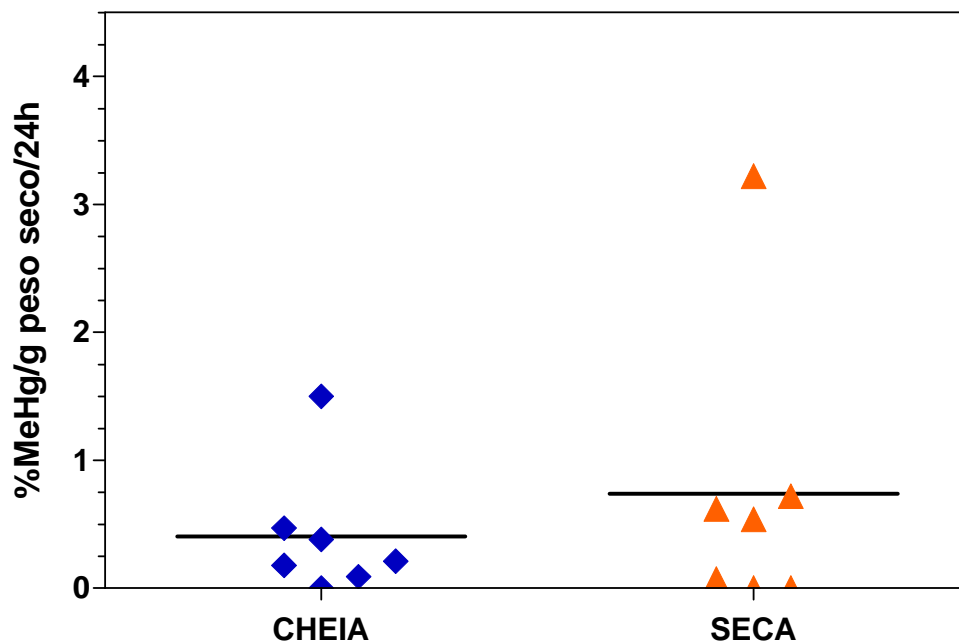


Figura 47. Potencial de metilação na rizosfera da Floresta Inundável coletada na estação cheia e na estação seca. A linha horizontal representa a média dos pontos amostrados ($n = 7$).

A média do potencial de metilação nas amostras de solo coletadas na estação cheia foi de $0,13 \pm 0,07$ %MeHg/g peso seco/24h e na estação seca foi de $0,58 \pm 0,31$ %MeHg/g peso seco/24h (Figura 48). Assim como na rizosfera, não há diferença significativa entre os valores de potencial de metilação das amostras de solo quando as duas estações são comparadas ($p = 0,90$; $\alpha = 0,05$; Mann-Whitney).

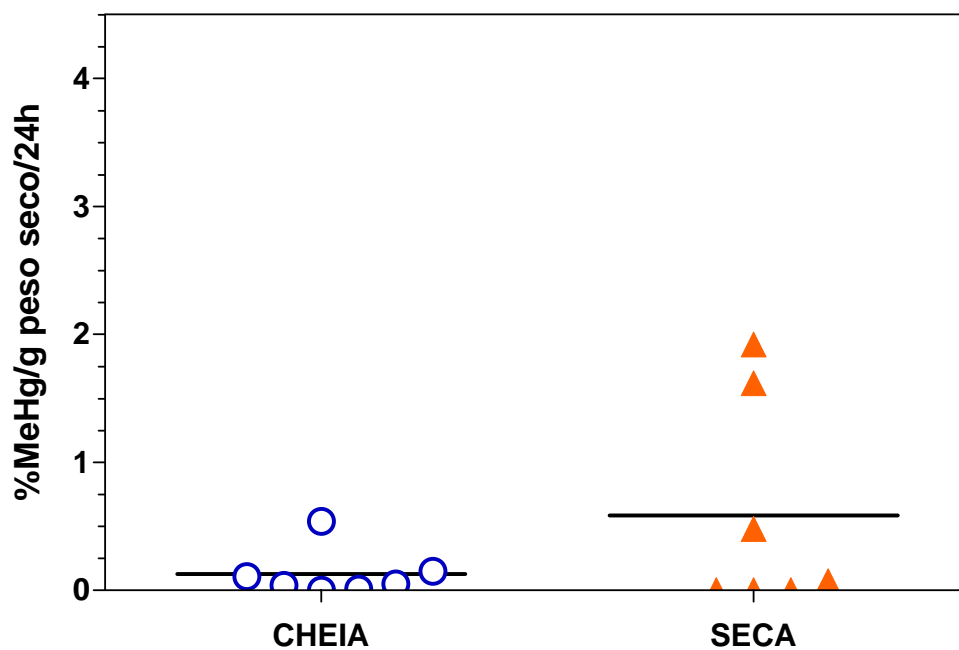


Figura 48. Potencial de metilação no solo da Floresta Inundável coletado na estação cheia e na estação seca. A linha horizontal representa a média dos pontos amostrados ($n = 7$).

Portanto, não há diferença na produção de metilmercúrio entre as fases aquática (estação cheia) e terrestre (estação seca) na rizosfera e no solo da Floresta Inundável.

5.4. POTENCIAL DE METILAÇÃO NA SERRAPILHEIRA: INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DA COMUNIDADE MICROBIANA

Os maiores valores de potencial de metilação nas folhas da *Chamaecrista negrensis* em decomposição foram encontrados nos primeiros dias do experimento, com uma média de $7,44 \pm 3,45$ %MeHg/g peso seco/24h no terceiro dia de submersão das folhas e de $10,63 \pm 6,53$ %MeHg/g peso seco/24h no sétimo dia (Figura 49). A partir do dia 17 há uma diminuição significativa do potencial de metilação nas folhas em decomposição ($p = 0,01$; Student-Newman-Keuls).

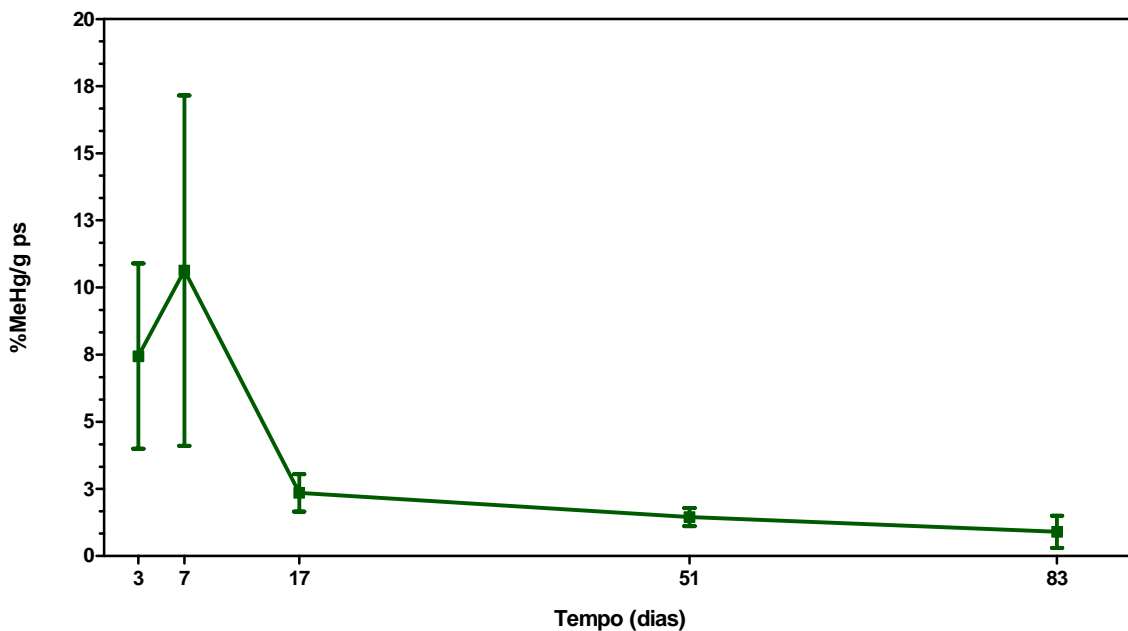


Figura 49. Potencial de metilação nas folhas em decomposição de *Chamaecrista negrensis* (média \pm erro padrão).

Os maiores valores de produção de carbono bacteriano nas folhas em decomposição de *Chamaecrista negrensis* foram observadas no 7º dia após o início do experimento com uma média de $0,13 \pm 0,02$ ng C/cm²/h (Figura 50). A partir do 17º de exposição há uma diminuição da atividade microbiana ($p = 0,01$; Student-Newman-Keuls).

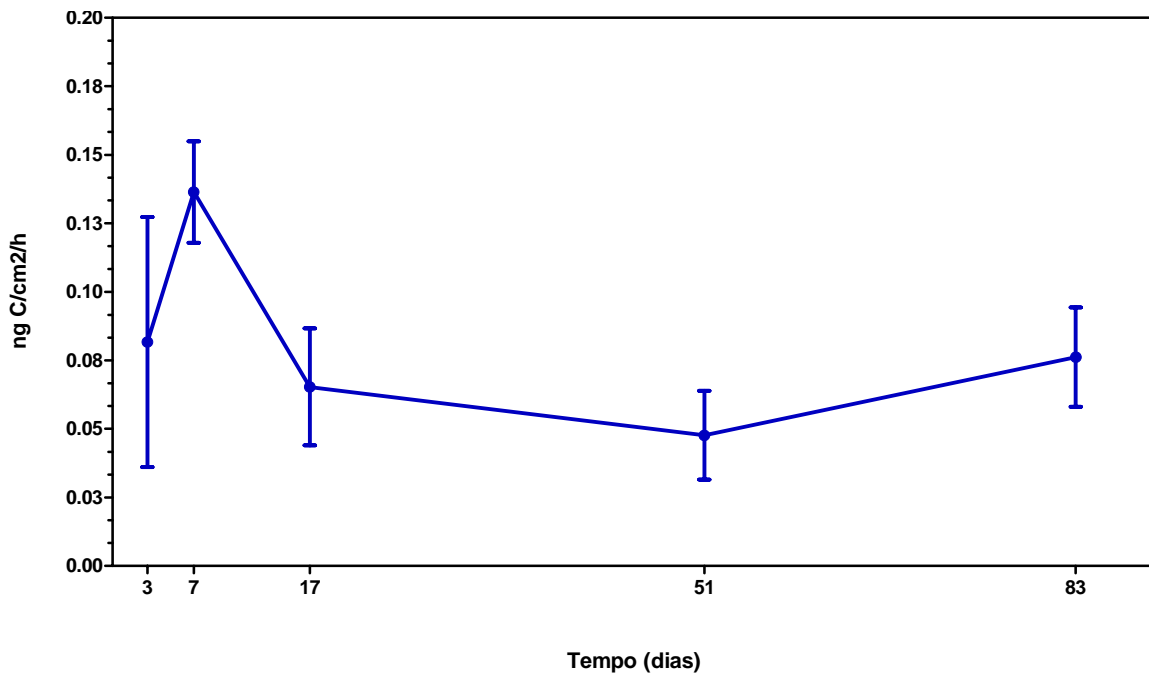


Figura 50. Produção de carbono bacteriano nas folhas em decomposição de *Chamaecrista negrensis* (média \pm erro padrão).

Os parâmetros físico-químicos estão expostos na figura 51.

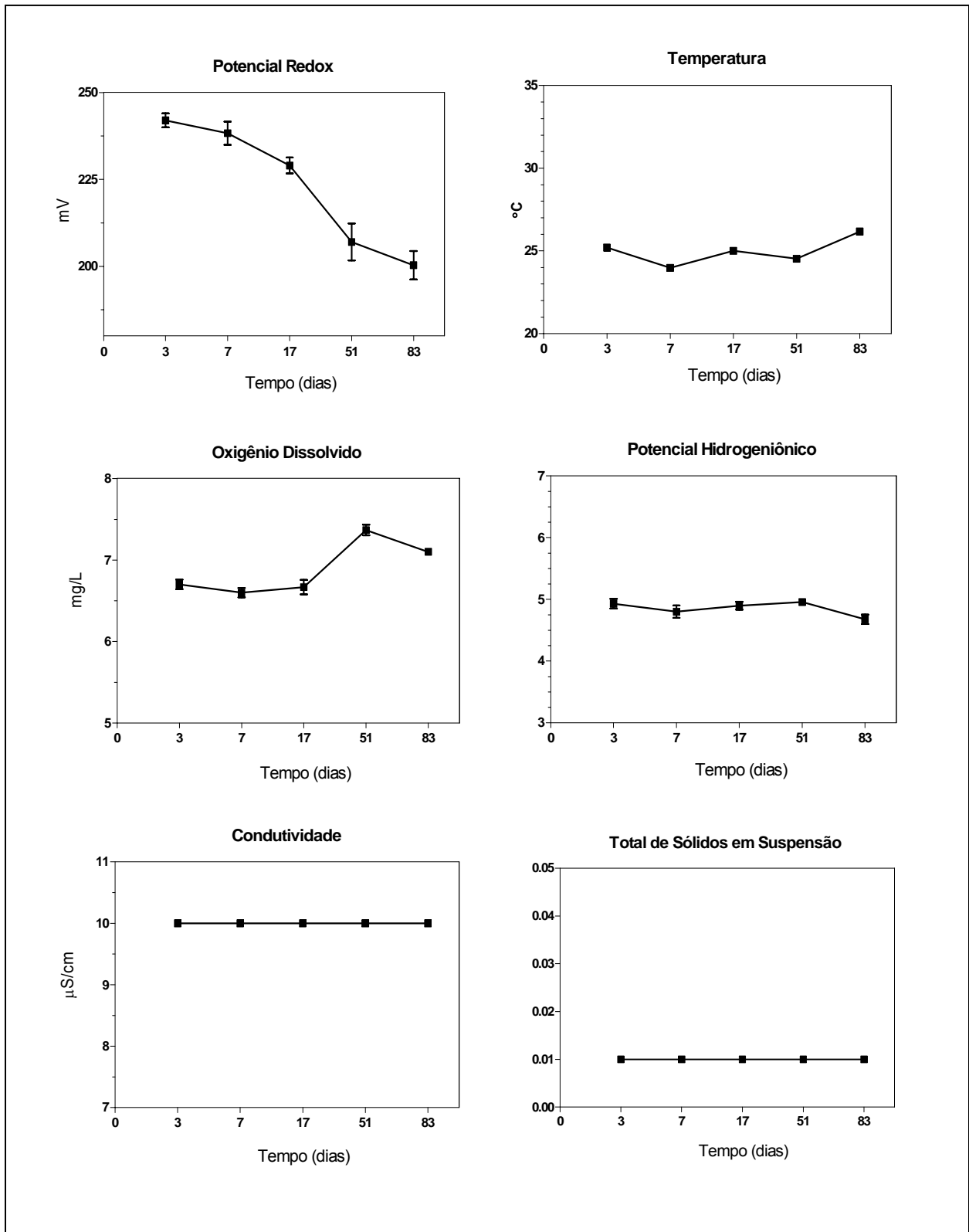


Figura 51. Parâmetros físico-químicos do Igarapé Mato Grosso.

O potencial redox da coluna d'água apresentou uma variação significativa ao longo do tempo, variando de $242 \pm 2,0$ mV no dia 3 a $200 \pm 4,12$ no dia 83 ($p < 0,05$, Student-Newman-Keuls).

A temperatura oscilou ao longo do experimento ($p = 0,01$, Kruskal-Wallis), com uma média de 24°C no dia 7 e 26°C no dia 83.

A concentração de oxigênio dissolvido teve variou significativamente ao longo do experimento, apresentando as menores médias nos dias 3, 7 e 17 após a exposição ($6,6 \pm 0,06$ mg/L) e as maiores médias a partir do dia 51° ($7,37 \pm 0,07$ mg/L) ($p = 0,03$; Student-Newman-Keuls).

O potencial hidrogeniônico da coluna d'água não variou ao longo do tempo com uma média inferior a 5 em todo os dias amostrados ($p > 0,05$, Kruskal-Wallis).

A condutividade da coluna d'água também não variou ao longo do tempo com uma média igual a $10 \mu\text{S/cm}$ em todos os dias amostrados ($p > 0,05$, Kruskal-Wallis).

O total de sólidos em suspensão não variou ao longo do tempo com uma média igual a $0,01$ mg/L em todos os dias amostrados ($p > 0,05$, Kruskal-Wallis).

Os parâmetros físico-químicos do igarapé, a produção bacteriana e o tempo de exposição das folhas no igarapé foram relacionados com o potencial de metilação nas folhas em decomposição para avaliar a influência dessas variáveis na formação do metilmercúrio.

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao tempo de exposição se deu através da utilização de uma curva geométrica (87,11%; $p = 0,0204$; Figura 52 e Tabela 9).

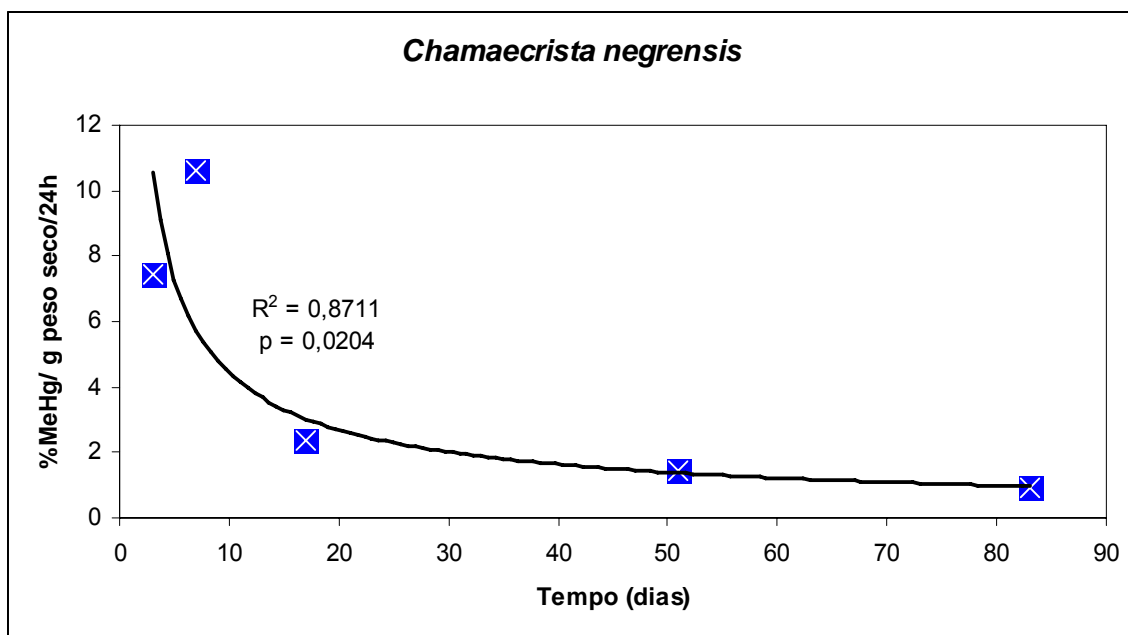


Figura 52. Modelo de regressão geométrica do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao tempo de exposição das folhas na água.

Tabela 9. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao tempo de exposição das folhas na água.

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	76,535	73,491	119,748	232,148
Coef. regressão (b)	-0,0963	-0,0278	-26,078	-0,7192
Coef. determinação (R^2)	58,98%	80,78%	69,93%	87,11%
Var. independente	Tempo	Tempo	Tempo	Tempo
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,1293	0,038	0,0775	0,0204

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação à produção de carbono bacteriano se deu através da utilização do modelo linear (80,41%; $p = 0,0392$; Figura 53 e Tabela 10).

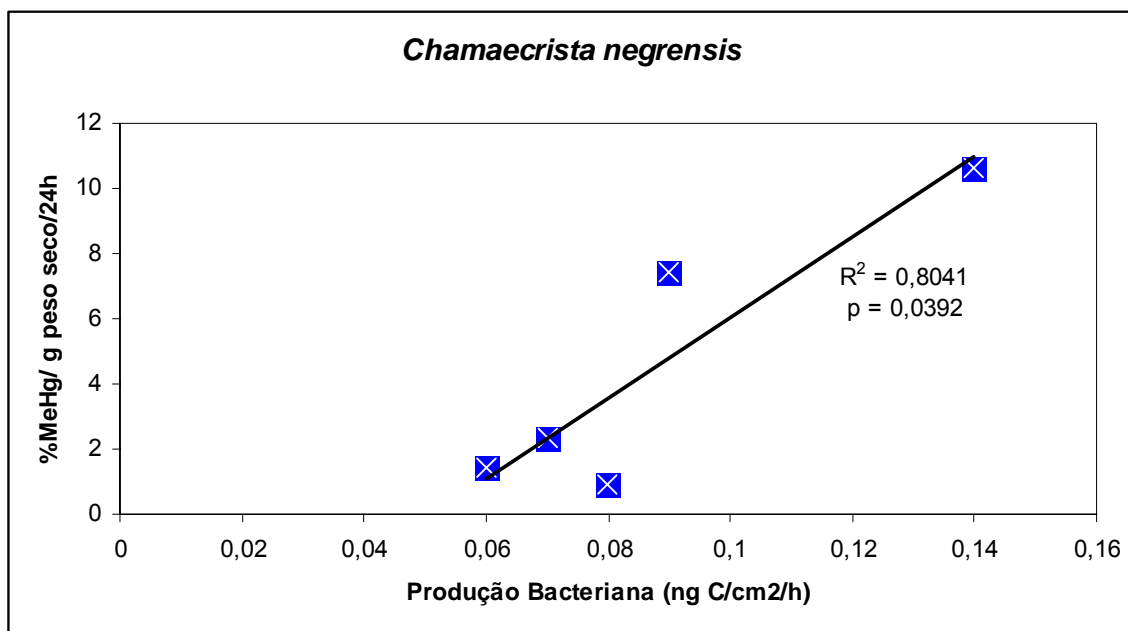


Figura 53. Modelo de regressão linear da variável potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação à produção de carbono bacteriano. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 10. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação à produção de carbono bacteriano (PB).

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	-62,768	0,2968	339,692	16,474,418
Coef. regressão (b)	1,230,773	262,847	118,874	25,495
Coef. determinação (R^2)	80,41%	60,06%	80,14%	60,37%
Var. independente	PB	PB	PB	PB
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,0392	0,1236	0,04	0,1221

O melhor ajuste para os dados de potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação potencial redox se deu através da utilização de uma curva exponencial (87,43%; $p = 0,0197$; Figura 54 e Tabela 11).

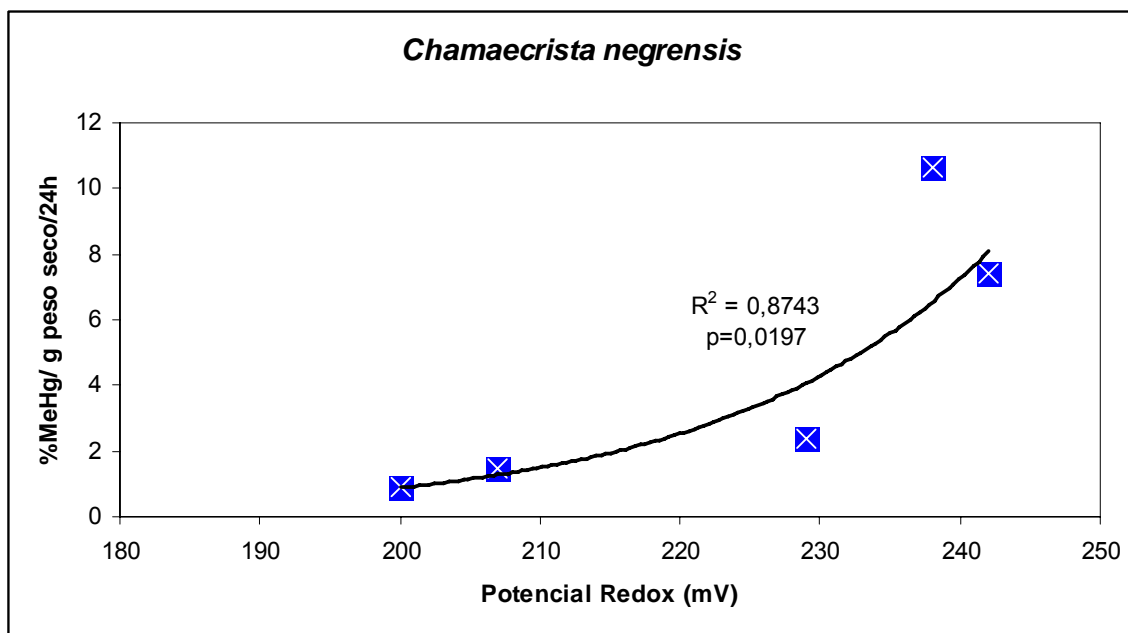


Figura 54. Modelo de regressão exponencial da variável potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao potencial redox. Na figura estão representados os valores médios.

Tabela 11. Análise dos modelos de regressão simples do potencial de metilação nas folhas em decomposição em relação ao potencial redox (Eh).

	Linear	Exponencial	Logarítmica	Geométrica
Intercepto (a)	-377,214	0	-2,194,444	0
Coef. regressão (b)	0,1894	0,0527	414,413	115,622
Coef. determinação (R^2)	69,05%	87,43%	68,14%	86,87%
Var. independente	Eh	Eh	Eh	Eh
Var. dependente	%MeHg	%MeHg	%MeHg	%MeHg
Equação	$Y' = a + bX$	$Y' = a * e^{(bX)}$	$Y' = a + b * \ln(X)$	$Y' = a * X^b$
(p)	0,0812	0,0197	0,0851	0,021

6. DISCUSSÃO

6.1. POTENCIAL DE METILAÇÃO NAS MATRIZES TERRESTRES

A exportação do mercúrio para os sistemas aquáticos é função dos ciclos biogeoquímicos, do uso da terra, da carga acumulada de mercúrio (natural e antropogênica) e do clima na bacia de drenagem (BISHOP & LEE, 1997; GABRIEL & WILLIAMSON, 2004). Na região amazônica, o solo é considerado como o maior reservatório de mercúrio natural e a erosão desses solos a principal via de contaminação dos ecossistemas aquáticos (e.g., ROULET et al., 1998b, 1999; FADINI & JARDIM, 2001; LECHLER et al., 2003; ROULET & GRIMALDI, 2001). Além disso, os solos amazônicos são considerados sumidouros do mercúrio atmosférico antropogênico (FADINI & JARDIM, 2001; OLIVEIRA et al., 2001; LECHLER et al., 2003; GUEDRON et al., 2003; 2006; 2009; GRIMALDI et al., 2008).

Até o momento desse estudo não foi encontrado nenhum trabalho relativo à produção de metilmercúrio em Floresta de Terra Firme da Região Amazônica, apesar do ambiente terrestre ser um local de produção de metilmercúrio (BECKERT et al., 1974; ROGERS, 1976; LODENIUS, 1994; FISHER et al., 1995; MUNTHE et al., 2001; OIFFER & SICILIANO, 2009), a maioria dos trabalhos está concentrada em avaliar o potencial de metilação nas matrizes da área inundável (GUIMARÃES, 2001), tais como as várzeas e igapós (GUIMARÃES et al., 2000b) e aquáticas como o sedimento (GUIMARÃES et al., 2000b), macrófitas aquáticas (GUIMARÃES et al., 2000b), biofilme perifítico (MIRANDA et al., 2004; ACHA et al., 2005; HUGUETT et al., 2010).

O potencial de metilação encontrado tanto na rizosfera quanto no solo está na mesma faixa que os valores encontrados em outras matrizes da Região Amazônica e Pantanal (Tabela 12).

Tabela 12. Potencial de metilação em diferentes matrizes da Região Amazônica e Pantanal.

Local de Coleta	%MeHg/g peso seco/24h				Referência
	Sedimento	Biofilme Perifítico	Rizosfera Terra Firme	Solo Terra Firme	
Pantanal	0,37 – 0,41				GUIMARÃES et al., 1998
Bacia do Rio Tartarugalzinho	0,38 – 0,50				GUIMARÃES et al., 1999
Bacia do Rio Beni	0,2 - 0,37				MIRANDA et al., 2004
Guiana Francesa		0,04 – 0,2			HUGUETT et al., 2010
Bacia do Rio Madeira	0,001 – 0,72				GUIMARÃES et al., 1995
			0,38 (cheia)	0,08 (cheia)	Este estudo
			0,56 (seca)	0,31 (seca)	Este estudo

As altas precipitações parecem não ter efeito no potencial de metilação nos ecossistemas terrestres, uma vez que não foi encontrada diferença significativa entre as amostras coletadas na estação seca e cheia. A mesma observação foi feita por Guimarães et al. (2000b) ao avaliar a formação de metilmercúrio em solos inundados e sedimentos num transecto lago-floresta na Bacia do Rio Tapajós. A alta incidência de precipitação na estação cheia parece não alterar os fatores ambientais responsáveis pela produção de metilmercúrio no solo e na rizosfera, mas pode ter um papel fundamental no transporte do metilmercúrio formado no ambiente terrestre para o aquático (HULTBERG et al., 1994).

As principais fontes de metilmercúrio para os ecossistemas aquáticos de água doce são a precipitação (aporte atmosférico), o *runoff* e a formação do mercúrio no próprio corpo hídrico (metilação *in situ*) (RUDD, 1995). Atualmente, a contribuição da metilação *in situ* é considerada como a principal fonte de metilmercúrio nos ambientes aquáticos. Entretanto, alguns trabalhos indicam que pode haver uma transferência significativa de metilmercúrio presente nos ecossistemas terrestres para o meio aquático (BISHOP et al., 1995; BRANFIREUN et al., 1998; GABRIEL & WILLIAMSON, 2004).

O metilmercúrio seria remobilizado do solo para a água do solo como resultado da mineralização da matéria orgânica, e em seguida transportado pelo fluxo da água superficial para o meio aquático (LEE et al., 1994). Uma vez que a concentração de metilmercúrio na precipitação é considerada extremamente baixa (GRIGAL, 2003), o metilmercúrio carregado pelo *runoff* seria resultado da produção de metilmercúrio no ambiente terrestre (BISHOP et al., 1995; BRANFIREUN et al., 1998; GRIGAL, 2002, 2003; GABRIEL & WILLIAMSON, 2004; MITCHELL et al., 2008).

A concentração de metilmercúrio no ambiente terrestre é maior na superfície do solo do que nos horizontes mais profundos (ROULET & LUCCOTE, 1995; GRIGAL, 2003). Os horizontes superficiais possuem uma maior atividade e biomassa microbiana do que nos horizontes mais profundos (MAIER & PEPPER, 2009), o que poderia resultar em uma maior formação e acúmulo de metilmercúrio nesse horizonte.

Na Bacia do Rio Madeira, a carga acumulada de mercúrio nos solos superficiais (0-20 cm de profundidade) é de 31 mg/m² na Floresta de Terra Firme,

18 mg/m² na pastagem, 24 mg/m² na silvicultura e 30 mg/m² na área desmatada (ALMEIDA et al., 2005). Esses valores estão na mesma faixa dos encontrados em outras áreas da Região Amazônica, tais como na Guiana Francesa (ROULET & LUCOTTE, 1995), na Bacia do Rio Tapajós (ROULET et al., 1998b) e na Bacia do Rio Tocantins (AULA et al., 1994).

Entretanto, a concentração de metilmercúrio nos peixes da mesma espécie e peso da Bacia do Rio Madeira é maior do que na Bacia do Rio Tapajós (MALM, 1998). Isso pode indicar que há uma maior produção de metilmercúrio nessa bacia. Essa maior produção de metilmercúrio pode estar ligada aos fatores ambientais tais como pH, potencial redox, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade, concentração de matéria orgânica lábil e nutrientes e disponibilidade de mercúrio lábil, que propiciariam condições mais favoráveis à atividade da comunidade microbiana metiladora.

Entretanto, o Rio Madeira não possui as condições ideais para o processo de formação biológica do mercúrio, sendo os tributários mais propensos à metilação do mercúrio (LACERDA et al., 1987). A exportação do metilmercúrio formado nos ambientes terrestres de Floresta de Terra Firme para o meio aquático poderia contribuir significativamente para o aumento das concentrações de metilmercúrio nos peixes. Em lagos boreais mais de metade do metilmercúrio presente no meio aquático é proveniente da erosão dos solos (HULTBERG et al., 1994). A planície da Bacia do Rio Madeira ainda recebe uma considerável contribuição de mercúrio terrestre proveniente dos Andes, como resultado de processos erosivos antropogênicos (MAURICE-BOURGOIN et al., 2000; MAURICE-BOURGOIN, 2001; GOMES et al., 2006).

6.2. POTENCIAL DE METILAÇÃO EM MATRIZES TERRESTRES: EFEITO DA INUNDAÇÃO EM UM EXPERIMENTO DE LABORATÓRIO

A inundação de ecossistemas terrestres acarreta em um aumento significativo da concentração de metilmercúrio nos peixes nos primeiros anos do enchimento do reservatório (HALL et al., 2005).

Esse aumento na concentração de metilmercúrio pode ser explicado da seguinte forma: i) durante a inundação o metilmercúrio presente no solo e na vegetação pode ser liberado de modo passivo (lixiviação) ou ativo (decomposição microbiana) para a coluna d'água (LUCOTTE et al., 1999; BODALY et al., 1997); ii) aumento da produção de metilmercúrio estimulada pela maior disponibilidade de nutrientes e decomposição da matéria orgânica (HECKY et al., 1991; HEYES et al., 1998; LUCOTTE et al., 1999; HALL & St. LOUIS, 2004; HALL et al., 2004, 2005) iii) aumento da produção de metilmercúrio impulsionado pela maior disponibilidade de mercúrio inorgânico liberado do solo e da vegetação (MORRISON & THERIEN, 1995; PORVARI & VERTA, 1995; THERIEN & MORRISON, 1999). Atualmente, a hipótese mais aceita é a de que a produção de metilmercúrio está relacionada com a quantidade da matéria orgânica inundada e sua decomposição (PORVARI & VERTA, 1995; GUIMARÃES et al., 2000ab; HALL et al., 2004, 2005).

Ao final do experimento de inundação o potencial de metilação teve um aumento significativo na rizosfera e no solo, chegando a atingir valores 34-44 vezes maiores que o grupo controle (sem inundação). Isso indica que há uma relação direta entre a inundação de ecossistemas terrestres amazônicos e a

formação de metilmercúrio, o que poderia explicar as altas concentrações de metilmercúrio encontradas nos peixes em alguns dos reservatórios amazônicos (e.g., AULA et al., 1994; PORVARI 1995; SCHETAGNE et al., 2000; MURESAN et al., 2008). Hall et al. (2005) acompanharam as concentrações de metilmercúrio em solos de três reservatórios experimentais com diferentes quantidades de estoques de carbono (30 820 kg C/ha, 34 930 kg/ha e 45 860 kg/ha) e ao longo de três anos de inundação. Os autores observaram que as concentrações de metilmercúrio aumentaram de 9 a 70 vezes nos solos inundados, quando comparados aos solos amostrados no período de pré-enchimento.

O aumento dos estoques de metilmercúrio apresentou uma relação positiva com o tamanho dos estoques de carbono dos ecossistemas terrestres. O estoque de carbono para o ambiente terrestre da Bacia Amazônica foi calculado por Feigl et al. (1998) em 101 000 – 142 000 kg C/ha para a fitomassa da floresta, 4 500 – 6 800 kg/ha para a fitomassa de pastagem e 40 000 kg/ha para o solo (0-20 cm de profundidade). Desse modo, o processo de enchimento de um reservatório em um ambiente amazônico pode levar a um aumento da produção de metilmercúrio em várias ordens de grandeza.

Com relação às variáveis físico-químicas, o potencial de metilação no experimento de inundação apresentou relação positiva com a condutividade, o pH, o total de sólidos em suspensão, e uma relação inversa com o potencial redox.

O processo de inundação altera drasticamente as condições físico-químicas do solo, sendo o potencial redox, o potencial hidrogeniônico e a

condutividade as mais evidentes (CAMARGO e al., 1999). Os ciclos biogeoquímicos que ocorrem nos solos submersos dependem principalmente das reações de oxidação e redução (redox) que passam a ocorrer assim que o oxigênio é excluído do solo (KIRK, 2004).

Quando o solo é inundado surgem regiões de anaerobiose devido à depleção do oxigênio e do aumento de dióxido de carbono, produzido pela respiração microbiana (CAMARGO et al., 1999). Em condições anaeróbias, os microrganismos do solo utilizam outros aceptores de elétrons para a oxidação da matéria orgânica.

O perfil do solo inundado é caracterizado por um gradiente de potencial redox com um zoneamento progressivo de aceptores de elétrons cada vez mais redutores em função da profundidade (KIRK, 2004). Nas zonas mais profundas do solo os únicos aceptores de elétrons são o hidrogênio (H^+) e o dióxido de carbono (CO_2), sendo essa zona dominada pela fermentação microbiana e a metanogênese. Nas zonas com profundidade intermediária surgem zonas sucessivas de sulfato-redução, ferro-redução, manganês-redução e desnitrificação (KIRK, 2004).

Essa mudança de um ambiente mais oxidante para um ambiente mais redutor pode ocorrer horas ou poucos dias após a inundação (MITSCH & GOSELINK, 2000). A concentração de oxigênio no experimento de inundação teve um decréscimo de mais de 60% logo no segundo dia de inundação, permanecendo em uma faixa de concentração de $2,07 \pm 0,07$ mg/L na coluna d'água e propiciando a formação de um gradiente redox no solo. As condições

mais redutoras no experimento foram registradas a partir do 5^o dia de inundação (Eh = -18,7±4,1 mV).

O potencial de metilação na rizosfera apresentou uma relação inversa com o potencial redox. Entretanto o mesmo não foi observado no solo. É possível que a rizosfera inundada possua condições mais redutoras que o solo, uma vez que há uma maior quantidade de matéria orgânica lábil no sistema radicular que no solo (e.g., FEIGL et al., 1998; MELO, 2008).

No experimento de inundação foi encontrada uma relação positiva entre o aumento da condutividade elétrica e a formação de metilmercúrio. Entretanto, Mauro et al. (1999) observaram que a formação do metilmercúrio em raízes de macrófita diminui com o aumento da condutividade, em função da formação de complexos Cl-Hg (e.g., HgCl₃ e HgCl₄) tornando o mercúrio menos disponível para a incorporação pelos microrganismos metiladores.

De acordo com Camargo et al. (1999), o aumento da condutividade elétrica ao longo do tempo no experimento de inundação pode estar relacionado principalmente com a mobilização do Fe²⁺ e Mn²⁺. Esse aumento na mobilização de Fe²⁺, deve-se em sua maior parte à redução do Fe³⁺ pelas bactérias ferro-redutoras ao oxidar a matéria orgânica (LOVLEY & PHILIPS, 1986).

Uma das principais características dos solos amazônicos é a abundância de ferro e manganês (e.g., SHUBART, 1983; JORDAN, 1985), com um aumento significativo desses elementos em solução nas primeiras semanas da inundação (LIMA et al., 2005). A mobilização desses elementos para a coluna d'água pode estar relacionada com o aumento do metabolismo das bactérias ferro-redutoras (LOVLEY & PHILIPS, 1986). De acordo com a literatura, os principais

microrganismos metiladores são as bactérias sulfato-redutoras (e.g., COMPEAU & BARTHA, 1985; WARNER et al., 2003) e as ferro-redutoras (FLEMING et al., 2006; KERIN et al., 2006).

Apesar das condições termodinâmicas desfavoráveis para a oxidação da matéria orgânica, os metabolismos microbianos predominantes em ambientes anaeróbicos são a ferro-redução (LOVLEY & PHILIPS, 1986), a sulfato-redução (JORGENSEN, 1982) e a metanogênese (KELTJENS & VAN DER DRIFT, 1986). Isso se deve à maior concentração desses substratos que são utilizados pelas bactérias como aceptores de elétrons (KIRK, 2004).

A zona de sulfato-redução possui uma sobreposição com a zona de ferro-redução, isto é, as duas reações podem ocorrer concomitantemente (KIRK, 2004). Geralmente, a eficiência da produção de metilmercúrio pelas bactérias sulfato-redutoras está relacionada com a disponibilidade de mercúrio e nutrientes, abundância de aceptores de elétrons (GILMOUR et al., 1992), taxas de sulfato redução (KING *et al.* 2000, 2001), composição da comunidade microbiana (MACALADY *et al.* 2000, KING *et al.* 2001, ACHA *et al.* 2005, DESROSIERS *et al.* 2006, GUIMARÃES *et al.* 2006b), distribuição das populações de bactérias sulfato redutoras (DEVEREUX *et al.* 1996) e produtividade bacteriana (GUIMARÃES et al 2006a).

Assim como na sulfato-redução, a influência da ferro-redução na formação do metilmercúrio está associada à decomposição da matéria orgânica e parece depender da concentração do acceptor de elétrons e das condições ambientais (WARNER et al., 2003; MEHROTRA & SEDLA, 2005).

A metilação do mercúrio ocorre tanto em condições óxicas quanto em condições anóxicas, entretanto as maiores taxas de metilação ocorrem em condições anóxicas (OLSON & COOPER, 1975). Aparentemente, quando o potencial redox está negativo favorece a metilação do Hg^{2+} em função da seleção das comunidades microbianas com relação à disponibilidade de aceptores de elétrons (COMPEAU & BARTHA, 1984).

A microbiota associada a ambientes redutores e com baixa concentração de sulfetos parece ser mais apta a converter o mercúrio inorgânico em metilmercúrio (COMPEAU & BARTHA, 1984). Em um experimento com sedimento de fundo Olson & Cooper (1975) notaram que as taxas de metilação em condições anóxicas foram maiores do que em condições aeróbicas. Uma possível explicação fornecida pelos autores seria de que os microrganismos desmetiladores possuiriam uma maior atividade em condições aeróbicas de modo que a degradação do metilmercúrio ocorreria mais rapidamente do que em condições anaeróbicas.

As alterações nos parâmetros físico-químicos observadas no experimento de inundação seguem a mesma tendência que o observado em outros trabalhos (CAMARGO et al., 1999; MITSCH & GOSELINK, 2000; KIRK, 2004). A diminuição do oxigênio pela atividade biológica leva a alterações significativas no potencial redox, no potencial hidrogeniônico e na condutividade elétrica. Tais fatores apresentaram uma relação com a produção de metilmercúrio no experimento.

Não há um consenso acerca da influência do pH na metilação. Algumas hipóteses foram levantadas com relação ao pH, tais como o aumento da

biodisponibilidade do mercúrio para a microbiota, alteração da estrutura das comunidades microbianas e conseqüentemente a sua atividade, o que poderia levar tanto a um aumento da metilação quanto ao seu decréscimo (WINFREY & RUDD 1990, GILMOUR & HENRY 1991).

Em um estudo do potencial de metilação em raízes de macrófitas aquáticas, Mauro et al. (1999) encontraram uma maior formação de metilmercúrio quando o pH estava próximo à neutralidade, em comparação com as faixas de pH mais ácidas e alcalinas. Coincidentemente, as maiores taxas de sulfato-redução ocorrem próximas ao pH neutro (MITSCH & GOSSELINK, 2000).

Miller & Akagi (1979) notaram que as alterações no pH não afetaram o processo de metilação do mercúrio no sedimento, e sim a distribuição do metilmercúrio entre o sedimento e a coluna d'água.

A inundação dos ambientes terrestres no experimento parece propiciar condições físico-químicas ideais para o aumento da atividade metabólica dos grupos bacterianos metiladores, o que resulta em maiores potenciais de metilação na rizosfera e solos ao longo do tempo.

6.3. POTENCIAL DE METILAÇÃO NA ÁREA INUNDÁVEL: EFEITO DA INUNDAÇÃO SAZONAL

O potencial de metilação encontrado tanto na rizosfera quanto no solo foi superior ao encontrado por Guimarães et al. (1994) em solos inundados da Bacia do Rio Negro, e na mesma faixa que na Bacia do Solimões. Na Bacia do Rio Tapajós, Guimarães et al. (2000b) encontraram valores de potencial de metilação que variaram de 1,07-1,20% em solos da floresta inundada e 0,77-2,97% em solos inundados ricos em carbono (Tabela 13).

Tabela 13. Potencial de metilação na floresta inundada da Região Amazônica.

Local de Coleta	%MeHg/g peso seco/24h		Referência
	Floresta Inundada		
	Rizosfera	Solo	
Bacia do Rio Negro		0,02	GUIMARÃES et al., 1994
Bacia do Rio Solimões		0,33	GUIMARÃES et al., 1994
Bacia do Rio Tapajós		1,07-1,20	GUIMARÃES et al., 2000b
		0,77-2,97	GUIMARÃES et al., 2000b
Bacia do Rio Madeira		15,36 – 17,76	GUIMARÃES et al., 1995
		(UHE Samuel)	
	0,40 (cheia)	0,20 (cheia)	Este estudo
	0,74 (seca)	0,58 (seca)	Este estudo

Assim como na Floresta de Terra Firme, não foi encontrada influência da sazonalidade na formação de metilmercúrio tanto na rizosfera quanto no solo da floresta inundada, como observado por Roulet et al. (2000, 2001b) na Bacia do Rio Tapajós. Essa mesma tendência foi observada por Guimarães et al. (2000b), que sugeriram que os solos inundados periodicamente conservariam as

condições necessárias para a metilação durante a estação seca, desta forma a metilação poderia ser expressa assim que se iniciasse a estação cheia ou a alta precipitação.

No presente estudo, as amostras foram coletadas no final da estação cheia (Maio). Após um longo período de inundação pode ocorrer uma diminuição da produtividade microbiana, devido à deficiência de nutrientes, esgotamento dos aceptores de elétrons com conseqüente degradação incompleta da matéria orgânica, produção de inibidores da atividade microbiana e maior concentração de matéria orgânica refratária (SAHRAWAT, 2004).

Apesar de não haver diferença na produção do metilmercúrio na estação cheia, os solos da floresta inundada poderiam ter um papel fundamental no aumento da carga acumulada do metilmercúrio, devido ao aumento dos sítios de metilação nos ambientes aquáticos, assim que os solos entrassem na fase aquática (GUIMARÃES et al., 2000b; Roulet et al., 2000, 2001b; COELHO-SOUZA et al., 2007).

Durante a inundação, a comunidade metiladora aquática recebe um maior aporte de carbono mais lábil proveniente da floresta inundada, o que conduz a um aumento da diversidade, densidade e atividade desses microrganismos, intensificando a formação de metilmercúrio (COELHO-SOUZA et al., 2007).

Em sistemas boreais, as áreas sazonalmente alagadas funcionam como uma fonte de metilmercúrio para o ambiente aquático (BRANFIREUM et al., 1998; PORVARI 2003) e o seu alagamento permanente, para a construção de reservatórios, pode aumentar em até 39 vezes as concentrações de metilmercúrio nos compartimentos abióticos e bióticos, mesmo décadas após o

enchimento (KELLY et al., 1997). As áreas alagadas dos sistemas boreais possuem um grande estoque de carbono, que pode sustentar a atividade microbiana decompositora e, conseqüentemente, a produção de metilmercúrio (KELLY et al., 1997).

A carga acumulada de metilmercúrio calculada por Roulet et al. (2001b) em solos sazonalmente inundados da Bacia do Rio Tapajós variou de 13 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ para os solos da floresta inundada durante a fase terrestre (estação seca) para 33 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ para o mesmo solo durante a fase aquática (estação cheia), apresentando uma relação positiva com a concentração de carbono orgânico lábil. A mesma tendência foi observada por Guimarães et al (2000b), que avaliou a formação de metilmercúrio em perfis de solo e sedimento sazonalmente inundados, onde o maior potencial de metilação estava relacionado com a maior concentração de matéria orgânica lábil na camada mais superficial.

O pulso de inundação causa profundas alterações nos ciclos biogeoquímicos (Junk, 1997). A grande quantidade de matéria orgânica em decomposição, disponível durante a inundação gera condições anóxicas na zona de transição e na coluna d'água (Junk, 1997). Desse modo, a decomposição da matéria orgânica lábil em condições anóxicas pode aumentar a produção de metilmercúrio (Heyes et al. 1998).

Benner et al. (1995) observaram uma maior eficiência do crescimento bacteriano durante a estação cheia e associaram-no à maior biodisponibilidade de substratos provenientes das áreas inundadas.

As florestas inundadas (várzea e igapós) são ecossistemas característicos da Bacia Amazônica e possuem um importante papel na

formação do metilmercúrio (GUIMARÃES et al., 2000b) e na exposição da população local através da ingestão do pescado (PASSOS et al., 2007).

Em ambientes amazônicos, a inundação sazonal pode afetar a formação do metilmercúrio, aumentar a área de forrageamento e a entrada de material alóctone, alterando a biomagnificação do mercúrio (DÓREA et al., 2006).

Belger & Forsberg encontraram uma relação positiva entre a concentração de metilmercúrio em peixes predadores (*Hoplias malabaricus* e *Cichla spp*) e a porcentagem de área inundável na Bacia do Rio Negro. Para uma das espécies (*Hoplias malabaricus*) ainda foi encontrada uma relação positiva da concentração de metilmercúrio no músculo com o pH e o carbono orgânico dissolvido.

Bastos et al. (2007), ao avaliarem o efeito sazonal no acúmulo de metilmercúrio em peixes da Bacia do Rio Madeira, observaram que a bioacumulação do metilmercúrio seria regida pela mudança de hábito alimentar dos peixes em função do aumento das áreas de forrageamento na estação chuvosa.

Na Bacia do Rio Tapajós, Sampaio da Silva et al. (2006, 2009) também encontraram uma relação entre a concentração do metilmercúrio e a sazonalidade. A variabilidade nas concentrações de metilmercúrio nos peixes esteve relacionada com a extensão da área de inundação. Durante o final da estação cheia (vazante), os peixes coletados em ambientes lóticos apresentaram uma maior concentração de metilmercúrio do que os peixes coletados em ambientes lênticos.

Cerca de 67% das áreas alagadas na Bacia Amazônica são constituídas pelas planícies de inundação dos rios de água branca (JUNK, 1993). A Bacia do Rio Madeira possui uma das maiores planícies de inundação da Bacia Amazônica ficando atrás das Bacias do Rio Amazonas, Purus, Juruá, Tocantins-Araguaia e Negro (GOULDING et al., 2003).

O Rio Madeira possui uma alta carga de sedimento em suspensão proveniente dos processos erosivos da cadeia andina (BABY et al., 1999, 2009; MCCLAIM & NAIMAN, 2008). A maior parte dessa carga (270 000 000 t/ano) é depositada na planície de inundação da Bacia do Rio Madeira, e o restante (230 000 000 t/ano) exportado para a Bacia do Rio Amazonas (BABY et al., 1999, 2009). O Rio Madeira contribui com mais de 50% da carga total de sedimento em suspensão para a Bacia do Rio Amazonas (GUYOT, 1993; GOULDING et al, 2003).

Associada a essa carga está uma grande quantidade de nutrientes e matéria orgânica capazes de sustentar uma alta produtividade primária nas áreas alagadas (florestas de várzea), bancos de macrófitas e lagos sazonais durante a inundação. Os produtos da produtividade primária podem influenciar a atividade dos microrganismos heterotróficos dessas áreas (MCCLAIM & NAIMAN, 2008).

O sedimento em suspensão possui um importante papel no transporte do mercúrio na Bacia do Rio Madeira (GOMES et al., 2006) . Maurice-Borgoin et al. (2000, 2001) avaliaram as concentrações de mercúrio total na fração dissolvida e particulada desde a porção andina até jusante da foz do Rio Madeira. Foram distinguidas três grande zonas longitudinais com diferentes concentrações: i) a

fonte andina (2 ng/L); ii) a Bacia do Rio Madeira (8,6 ng/L); e ii) a confluência do Rio Amazonas com o Rio Madeira (14 ng/L).

De acordo com esses autores, a presença do mercúrio na porção andina seria resultado das altas taxas de erosão causadas pela prática da agricultura na região. Essa erosão seria mais acentuada na estação chuvosa contribuindo para um maior aporte de mercúrio durante o pulso de inundação. Desse modo, a planície de inundação da Bacia do Rio Madeira, caracterizada por um grande aporte de nutrientes, grande quantidade de matéria orgânica, atividade biológica e mercúrio natural e antropogênico, pode ter um importante papel no ciclo biogeoquímico na Bacia Amazônica.

6.4. POTENCIAL DE METILAÇÃO NA SERRAPILHEIRA: INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DA COMUNIDADE MICROBIANA

O potencial de metilação nas folhas em decomposição de *Chamaecrista negrensis* foi maior nas duas primeiras semanas do experimento (Figura 9) apresentando valores que ultrapassaram os 10% MeHg/g peso seco/24h. A partir da terceira semana houve uma diminuição no potencial de metilação com valores que não ultrapassaram 2,35% MeHg/g peso seco/24h. Os valores encontrados na primeira semana são menores do que encontrados nas raízes de macrófitas (MIRANDA et al., 2004; ACHA et al., 2005). Entretanto, esses valores foram maiores do que os encontrados em outras bacias da Região Amazônica e pantanal (Tabela 14).

Tabela 14. Potencial de metilação nas raízes de macrófita e folhas em decomposição .

Local de Coleta	%MeHg/24h	Referência
	Raíz de	Folhas em
	Macrófita	Decomposição
Bacia do Rio Negro	0,05	GUIMARÃES et al., 1994
Bacia do Rio Solimões	0,28	GUIMARÃES et al., 1994
Pantanal	1,97 – 11,33	GUIMARÃES et al., 2000a
	1,80 – 3,90	GUIMARÃES et al., 1998
Bacia do Rio Tapajós	1,13 - 1,80	GUIMARÃES et al., 2000b
	0,91 – 10,58	COELHO-SOUZA, 2003
Bacia do Rio Beni	2,20 – 44	MIRANDA et al., 2004
	0,20 – 36	MIRANDA et al., 2004
	28 – 36	ACHA et al., 2005
Bacia do Rio Madeira		0,90 - 10,63 Este estudo

A partir do 17º dia do experimento o potencial de metilação, mensurado nas folhas de *Chamaecrista negrensis*, estava na mesma faixa que o encontrado por Guimarães et al (2000b) em folhas em estado avançado de decomposição.

O padrão geral de decomposição da serrapilheira em ambientes aquáticos amazônicos inicia-se logo após a submersão das folhas (WALKER, 1986). Junk & Furch (1991) notaram que em cerca de 2 semanas as folhas de diferentes espécies perdiam em torno de 50% dos nutrientes. Em apenas 4 semanas cerca de 67-90% do peso total das folhas havia se perdido. O perfil da produção de carbono bacteriano nas folhas de *Chamaecrista negrensis* evidenciou que a atividade microbiana foi maior nas primeiras semanas da colonização das folhas. O mesmo padrão foi observado por Thomaz (1995) e Greenwood et al. (2007).

Como o processo de metilação do mercúrio é dependente, entre outros fatores, da qualidade do carbono, as maiores médias encontradas nas duas primeiras semanas podem estar relacionadas com a maior quantidade de carbono lábil, de mais fácil degradação e absorção pelas bactérias, que é liberado nos primeiros dias da decomposição das folhas assim que submersas, em detrimento do carbono mais refratário, de mais difícil degradação e absorção (WEBSTER et al., 2001; BALDY et al., 2002; BERG & LASKOWSKI 2006; DOCHERTY et al., 2006; GREENWOOD et al., 2007).

Ao longo do processo de perda de massa, a proporção de lignina (matéria orgânica mais refratária) aumenta. Para que haja a hidrólise enzimática da lignina e posterior absorção é necessário que os microorganismos utilizem os nutrientes do ambiente circundante, uma vez que esse composto é pobre em

nitrogênio e fósforo (BERG & LASKOWSKI 2006).

Uma das principais características das águas claras é a baixa concentração de nutrientes na coluna d'água. Essa baixa concentração de nutrientes disponíveis na coluna d'água pode ter influenciado o metabolismo dos microorganismos metiladores a partir do 17^o dia do experimento.

Geralmente, as maiores taxas de metilação de mercúrio estão relacionadas com a atividade da microbiota metiladora e a presença de matéria orgânica em decomposição em condições redutoras (ULRICH *et al.* 2001; COELHO-SOUZA *et al.*, 2007; MIRANDA *et al.*, 2007a). No presente estudo, o potencial de metilação nas folhas de *Chamaecrista negrensis* em decomposição apresentou forte relação negativa de dependência com o tempo de exposição das folhas no igarapé (87%) e com o potencial redox (87%), e uma forte relação positiva com a produção de carbono bacteriano (80%).

Uma vez que a produção de carbono bacteriano está associada ao processo de decomposição (GRAÇA & CANHOTO, 2006) os nossos resultados indicam que há uma grande participação dos microorganismos heterotróficos nos estágios iniciais da decomposição da matéria orgânica vegetal. O processo de decomposição normalmente atinge um estágio final no qual o processo quase para ou continua mais devagar. Este estágio é considerado como o valor limite para a decomposição, em que para a serrapilheira foliar de diferentes espécies normalmente varia de 50-100% da perda da massa (BERG & LASKOWSKI, 2005). Desse modo a atividade heterotrófica em ambientes amazônicos pode ser considerada como limitada pela qualidade do substrato (BENNER *et al.*, 1995).

Em comparação com o experimento da presente investigação, outros estudos de decomposição encontraram valores 5-20 vezes superiores (FINDLAY & ARSUFFI, 1989; THOMAZ & WETZEL, 1995; FISHER & PUSCH, 2001). Essa baixa produtividade, quando comparada aos demais trabalhos, pode ser resultado de diferenças na composição da microbiota colonizadora, da disponibilidade de carbono lábil e nutrientes.

Tsui et al. (2008) realizaram um trabalho utilizando diferentes espécies de planta e córregos quimicamente distintos e concluíram que os fatores físico-químicos e a comunidade microbiana são os fatores-chave que regulam a formação de metilmercúrio durante a decomposição da biomassa foliar, com uma menor influência da espécie da planta.

Comparado aos lagos, reservatórios, estuários e sistemas marinhos, os córregos (aqui representados como igarapés) apresentam uma forte conectividade hidrológica com a sua bacia de drenagem (BRIGHAM et al., 2009). Conseqüentemente, o impacto das características da bacia de drenagem nas propriedades físico-químicas do córrego exercem uma maior influência no ciclo do mercúrio nesse ambiente (MARVIN-DIPASQUALE et al., 2009).

Ao contrário do observado no experimento de inundação, a decomposição das folhas de *Chamaecrista negrensis* resultou em uma expressiva formação de metilmercúrio nos primeiros estágios de colonização microbiana. Os microrganismos decompositores iniciam a degradação da matéria orgânica lábil em uma taxa relativamente alta (BERG & LASKOWSKI 2005).

De acordo com Lucotte et al. (1999), a metilação do mercúrio durante a decomposição da biomassa foliar em reservatórios é maior quando comparada à

biomassa não foliar, tais como galhos e troncos. Essa diferença pode estar diretamente ligada à qualidade da matéria orgânica e não à sua quantidade.

Os nutrientes liberados durante a decomposição das folhas são rapidamente incorporados às cadeias alimentares da fauna aquática (WALKER 1987), que por sua vez podem servir de alimento para níveis tróficos superiores da fauna terrestre (WALKER 1990).

Como a maior parte da concentração de metilmercúrio nos animais topo de cadeia é dependente de sua dieta, a fauna aquática associada a serrapilheira pode ser um vetor efetivo para a transferência do metilmercúrio para os níveis tróficos mais elevados (HALL & St. LOUIS, 2004).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos últimos 30 anos, a Bacia do Rio Madeira tem sido impactada por diversas atividades antropogênicas, tais como o desmatamento da floresta e sua posterior utilização para atividades agropastoris e a atividade de extração de ouro aluvionar (BASTOS et al., 2007). Atualmente, os projetos para o desenvolvimento da Região Norte incluem a construção de diversas usinas hidrelétricas nos principais rios da Bacia Amazônica. Somente na Bacia do Rio Madeira, estão em fase de construção duas hidrelétricas, e há a previsão da construção de mais duas nos próximos anos.

O processo de enchimento do reservatório tende a promover o aumento da concentração de metilmercúrio na biota aquática, como já verificado em diversos reservatórios (KELLY et al., 1997; HEYES et al., 1998; PORVARI, 1998; TREMBLAY et al. 1998; SCHETAGNE et al., 2000; BOUDOU et al., 2005; MURESAN et al., 2008).

A formação do metilmercúrio pode continuar expressiva mesmo após o enchimento. Gray & Hines (2009) ao estudarem um reservatório eutrofizado nos Estados Unidos utilizando a mesma técnica radioquímica adotada no presente estudo, encontraram valores no sedimento de fundo que variaram de 2-17% MeHg/g peso seco/24h. A eutrofização do reservatório, as baixas concentrações de oxigênio, as condições redutoras e a disponibilidade de nutrientes oriundo da degradação da biomassa vegetal foram os fatores identificados como reguladores da alta formação de metilmercúrio. Nos experimentos realizados no presente estudo, foi possível evidenciar a influência dessas mesmas variáveis, o

que pode indicar um mecanismo em comum no controle da biogeoquímica do metilmercúrio.

Esse fato coloca em evidência a necessidade de se avaliar o potencial de metilação em áreas destinadas à criação de barragens e reservatórios, em especial no que concerne aos ambientes amazônicos, que tem como característica uma enorme diversidade e quantidade de matéria orgânica e um grande estoque de nutrientes.

Tendo em vista os resultados obtidos na presente investigação e a complexidade dos fatores que podem afetar a formação de metilmercúrio, um maior aprofundamento dos estudos desses fatores ambientais e um acompanhamento das medidas de potencial de metilação durante o processo de pré e pós-enchimento são recomendados.

8. CONCLUSÕES

- ❖ As matrizes da Floresta de Terra Firme (rizosfera e solo) são potenciais sítios de formação de metilmercúrio, confirmando a hipótese de que o composto em questão pode ser formado em ambiente terrestre (Hipótese 1).
- ❖ A formação do metilmercúrio nessas matrizes não apresentou dependência da sazonalidade.
- ❖ A inundação das matrizes terrestres elevou em diversas vezes a formação do metilmercúrio ao longo do tempo de inundação, confirmando a hipótese de que a inundação estimula a formação de metilmercúrio em matrizes terrestres (Hipótese 2).
- ❖ Com relação às variáveis físico-químicas, o potencial de metilação no experimento de inundação apresentou relação positiva com a condutividade, o potencial hidrogeniônico, o total de sólidos em suspensão, bem como uma relação inversa com o potencial redox.

- ❖ As matrizes da Floresta Inundável (rizosfera e solo) também podem ser consideradas como potenciais sítios de formação de metilmercúrio, como já descrito na literatura.

- ❖ A formação do metilmercúrio nessas matrizes (rizosfera e solo) não se apresentou diferente em suas fases terrestre ou aquática, o que contraria a hipótese de que a inundação sazonal poderia estimular a formação de metilmercúrio (Hipótese 3).

- ❖ Os maiores valores de potencial de metilação nas folhas de *Chamaecrista negrensis* em decomposição estiveram relacionados com os maiores valores de produção de carbono bacteriano, o que confirma a hipótese de que a atividade microbiana influencia a metilação do mercúrio (Hipótese 4).

- ❖ O potencial de metilação nas folhas de *Chamaecrista negrensis* apresentou uma relação negativa de dependência com o tempo de exposição das folhas no igarapé e com o potencial redox.

9. REFERÊNCIAS

- ACHA, D.; IÑIGUEZ, V.; ROULET, M.; GUIMARÃES, J.R.D.; LUNA, R.; ALANOCA, L & SANCHEZ, S. 2005. Sulfate-reducing bacteria in floating macrophyte rhizospheres from an Amazonian Floodplain lake in Bolivia and their association with Hg methylation. *Applied Environmental Microbiology*, 71: 7531-7535.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2005. Panorama dos Recursos Hídricos por Regiões Hidrográficas. http://www.ana.gov.br/pnrh_novo.
- AKAGI, H.; MALM, O.; KINJO, Y.; HARADA, M.; BRANCHES, F. J. P.; PFEIFFER, W. C. & KATO, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 175:85-95.
- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R. & HERRMANN, J.C. 2005. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, 137: 179-186.
- ANDREN, A.W. & NRIAGU, J.O. 1979. *Methylation of Mercury in Aquatic Environments*. Pp. 203-207. In: J.O. Nriagu (ed). *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. NY Elsevier/North – Holland Biomedical Press.
- AULA, I.; BRAUNSCHWEILLER, H.; LEINO, T.; MALIN, I.; PORVARI, P.; HATANAKA, T.; LODENIUS, M. & JURAS, A. 1994. Levels of mercury in the Tucuruí reservoir and its surrounding area in Pará, Brazil. In: *Mercury pollution, Integration and Synthesis*. Watras, C. & Huckabee, J. (eds). Lewis, Boca Raton. pp 21-40.
- AZEVEDO, F.A. 2003. *Toxicologia do mercúrio*. Sao Carlos, Sao Paulo, Brasil, Editora Rima.
- BAATH, E.; PETTERSSON, M., & SÖDERBERG, K.H. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. *Soil Biology and Biochemistry*, 33:1571-1574.
- BABY, P. ; GUYOT, J.L. & HERAIL, G. 2009. Tectonic control of erosion and sedimentation in the Amazon Basin of Bolivia. *Hydrological Processes*, 23: 3225-3229.

- BABY, P.; GUYOT, J.L.; DENIAUD, Y.; ZUBIETA, D.; CHRISTOPHOUL, F.; RIVADENEIRA, M. & JARA, F. 1999. The High Amazonian Basin: tectonic control and mass balance. In: *Hydrological and Geochemical Processes in Large Scale River Basin Conference, Manaus, Brasil*, pp 1-6.
- BALOGH, S.J.; HUANG, Y.; OFFERMAN, H.J.; MEYER, M.L. & JOHNSON, D.K. 2002. Episodes of elevated methylmercury concentrations in prairie streams. *Environmental Science & Technology*, 36:1665-1670.
- BARKAY, T. 1987. Adaptation of aquatic microbial communities to Hg^{2+} stress. *Applied Environmental Microbiology*, 53: 2725-2732.
- BASTOS, W.R. & LACERDA, L.D. 2004. A contaminação por mercúrio na Bacia do Rio Madeira : uma breve revisão. *Geochimica Brasiliensis*, 18 :99-114.
- BASTOS, W.R.; ALMEIDA, R.; DÓREA J.G. & BARBOSA, A.C. 2007. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, 16: 341–346.
- BASTOS, W.R. ; REBELO, M.F. ; FONSECA, M.F. ; ALMEIDA, R. & MALM, O. 2008. A description of mercury fishes from the Madeira River Basin, Brazil. *Acta Amazonica*, 38: 431-438.
- BASTVIKEN D & TRANVIK L. 2001. The leucine incorporation method estimates bacterial growth equally well in both oxic and anoxic lake waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 67:2916-2921.
- BECKERT, W.F.; MOGHISSI, A.A.; AU, F.H.F.; BRETTHAUER, E.W. & McFARLANE, J.C. 1974. Formation of methylmercury in a terrestrial environment. *Nature*, 249:674-675.
- BELGER, L. & FORSBERG, B.R. 2006. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of The Total Environment*, 367: 451-459.
- BENNER, R.; OPSAHL, S.; CHIN-LEO, G.; RICHEY, J. & FORSBERG, B.R. 1995. Bacterial carbon metabolism in the Amazon River system. *Limnology and Oceanography*, 40: 1262-1270.
- BENOIT, J.M.; GILMOUR, C.C.; MASON, R.P. & HEYES, A. 1999. Sulfide controls on mercury speciation and bioavailability to methylating bacteria in sediment pore waters, *Environmental Science & Technology*, 33: 951-957.

- BERG, B. & LASKOWSKI, R. 2005. Changes in substrate composition and rate-regulating factors during decomposition. *Advances in Ecological Research*, 38: 101-155.
- BERMAN, M. & BARTHA, R. 1986. Control of the methylation process in a mercury-polluted aquatic sediment. *Environmental Pollution*, 11: 41-53.
- BERMAN, M.; CHASE, T.J. & BARTHA, R. 1990. Carbon flow in mercury biomethylation by *Desulfovibrio desulfuricans*. *Applied Environmental Microbiology*, 56: 298-300.
- BERTILSSON, L. & NEUJAHN, H.Y. 1971. Methylation of mercury compounds by methylcobalamin. *Biochemistry*, 10: 2805-2808.
- BISHOP, K. & LEE, Y.H. 1997. Catchment as a source of mercury/methylmercury in boreal surface waters. *In: Metals ions in biological systems*. Siegel, A. & Siegel, H. (eds). Marcel and Dekker Inc. pp 114-127.
- BISHOP, K.; LEE, Y.H.; PETERSON, C. & ALLARD, B. 1995. Terrestrial sources of methylmercury in surface waters: the importance of the riparian zone on the Svartberget catchment. *Water, Air, and Soil Pollution* 80: 435-444.
- BISINOTI, M.C. & JARDIM, W.F. 2004. O comportamento do metilmercúrio (METILHg) no Ambiente. *Química Nova*, 27: 593-600.
- BODALY, R.A.; St LOUIS, V.L.; PATERSON, M.J.; FUDGE, R.J.; HALL, B.D.; ROSENBERG, D.M. & RUDD, J.W.M. 1997. Bioaccumulation of mercury in the aquatic food chain in newly flooded areas. *In: Metals ions in biological systems*. Siegel, A. & Siegel, H. (eds). Marcel and Dekker Inc. pp 260-28.
- BOENING, D.W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general Review. *Chemosphere*, 40:1335-1351
- BOGDANOVA, E.S.; MINDLIN, S.Z.; KALYAEVA, E.S. & NIKIFOROV, V.G. 1988. The diversity of mercury reductases among mercury-resistant bacteria. *FEBS Letters*, 234: 280-282.
- BOUDOU, A.; MAURY-BRACHET, R.; COQUERY, M.; DURRIEU, G. & COSSA, D. 2005. Synergic effect of goldmining and damming on mercury contamination in fish. *Environment Science & Technology*, 39:2448–2454

- BRABO, E.S.; ANGÉLICA, R.S.; SILVA, A.P.; FAIAL, K.R.F.; MASCARENHAS, A.F.S.; SANTOS, E.C.O.; JESUS, I.M. & LOUREIRO, E.C.B. 2003. Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes of Acre state in Brazilian Amazon. *Water, Air and Soil Pollution* 147: 61–77.
- BRANFIREUN, B.A.; HILBERT, D. & ROULET, N.T. 1998. Sinks and sources of methylmercury in a boreal Catchment. *Biogeochemistry*, 41: 277–291.
- BRIGHAM, M.E.; WENTZ, D.A.; AIKEN, G.R. & KRABBENHOFT, D.P. 2009. Mercury Cycling in Stream Ecosystems. 1. Water Column Chemistry and Transport. *Environmental Science & Technology*, 43: 2720-2725.
- BRITO, E.M.S. & GUIMARÃES, J.R.D. 1999. Comparative tests on the efficiency of three methods of methylmercury extraction in environmental samples. *Applied Organometallic Chemistry*, 13: 487-493.
- BLAYLOCK B.A. & STADTMAN T.C. 1964. Enzymic formation of methylcobalamin in *Methanosarcina barkerii* extracts. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 17: 475-480.
- CAMARGO, F.A.O.; SANTOS, G.A. & ZONTA, E. 1999. Alterações eletroquímicas em solos inundados. *Ciência Rural, Santa Maria*, 29: 171-180.
- CARDON, Z.G. & GAGE, D.J. 2006. Resource exchange in the rhizosphere: molecular tools and the microbial perspective. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37:459–88
- CARPENTER, S.R. & LODGE, D.M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26: 341-370.
- CHIN-LEO,G. 1997. Bacterial secondary productivity, pp 263-271. *In: Manual of Environmental Microbiology*. Hurst, C.J., Knudsen, G.R., McInerney, M.J., Stetzenbach, L.D. & Walter (eds). ASM Press.
- CHOI, S.C. & BARTHA, R. 1993. Cobalamin-mediated mercury methylation by *Desulfovibrio desulfuricans* LS. *Applied Environmental Microbiology*, 59: 290-295.
- CHOI, S.C.; CHASE, T.J. & BARTHA, R. 1994a. Enzymatic catalysis of mercury methylation by *Desulfovibrio desulfuricans* LS. *Applied Environmental Microbiology*, 60: 1342-1346.

- CHOI, S.C.; CHASE, T.J. & BARTHA, R. 1994b. Metabolic pathways leading to mercury methylation in *Desulfovibrio desulfuricans* LS. *Applied Environmental Microbiology*, 60: 4072-4077.
- CLARKSON, W.T. 2002. The three modern faces of mercury. *Environmental Health Perspectives*, 110:11-23.
- CLARKSON, W.T.; MAGOS, L. & MYERS, G.J. 2003. The Toxicology of Mercury – Current Exposures and Clinical Manifestations. *The New England Journal of Medicine*, 349: 1731-1737.
- COELHO-SOUZA, S.A. 2003. Formação de metilmercúrio, atividade bacteriana e sulfato-redução em raízes de macrófitas aquáticas (rio Tapajós – PA) e fitoplâncton. Tese de Mestrado. UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil. 73p.
- COELHO-SOUZA, S.A.; GUIMARÃES, J.R.D.; MAURO J.B.N.; MIRANDA, M.R. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2006. Mercury methylation and bacterial activity associated to tropical phytoplankton. *Science of the Total Environment*, 364: 188– 199.
- COELHO-SOUZA, S.A.; MIRANDA, M.R. & GUIMARÃES, J.R.D. 2007. A importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na Bacia do Rio Tapajós (PA). *Oecologia Brasiliensis*, 11(2): 252-263.
- COMPEAU, G. & BARTHA, R. 1983. Effects of sea salts anions on the formation and stability of methylmercury. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 31: 486-493.
- COMPEAU, G. & BARTHA, R. 1984. Methylation and demethylation of mercury under controlled redox, pH, and salinity Conditions. *Applied Environmental Microbiology*, 48: 1203-1207.
- COMPEAU, G. & BARTHA, R. 1985. Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment. *Applied Environmental Microbiology*, 50: 498-502.
- COSTERTON, J.W.; LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D.E.; KORBER, D.R. & LAPPINSCOTT, H.M. 1995. Microbial biofilms. *Annual Review of Microbiology*, 49: 711–45.

- DAVEY M.E. & O'TOOLE, G.A. 2000. Microbial biofilms: from ecology to molecular genetics. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64: 847-867.
- DESIMONE, R.E.; PENLEY, M.W.; CHARBONNEAU, L.; SMITH, S.G.; WOOD, J.M.; HILL, H.A.O.; PRATT, J.M.; RIDSDALE, S. & WILLIAMS, J.P. 1973. The kinetics and mechanism of cobalamin-dependent methyl and ethyl transfer to mercury. *Biochimica et Biophysica Acta*, 304: 851-863.
- DESROSIERS, M.; PLANAS, D. & MUCCI, A. 2006. Mercury methylation in the epilithon of boreal shield aquatic ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 40: 1540–1546.
- DEVEREUX, R.; WINFREY, M.R.; WINFREY, J. & STAHL, D.A. 1996. Depth profile of sulfate reducing bacterial ribosomal RNA and mercury methylation in an estuarine sediment. *FEMS microbiology ecology*, 20: 23-31.
- DÓREA, J.G. 2003. Fish are central in the diet of Amazonian riparians: should we worry about their mercury concentrations? *Environmental Research*, 92:232-244.
- DOREA, J.G. BARBOSA, A.C. & SILVA, G.S. 2006. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 142: 275-283.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (EPA), 2001. Mercury update: impact on fish advisories.
- FADINI, P.S. & JARDIM, W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Science of the Total Environment*, 275: 71-82.
- FAGERSTROM, T. & JERNELOV, A. 1972. Some aspects of the quantitative ecology of mercury. *Water Research*, 6: 1193-1202.
- FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. & BERNOUX, M. 1998. Balanço de carbono e biomassa microbiana em solos da Amazônia. *In: Melo, I.S. & Azevedo, J.L. (eds) Ecologia Microbiana. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente. pp 423-441.*

- FINDLAY, S.K. & ARSUFFI, T.L. 1989. Microbial growth and detritus transformations during decomposition of leaf litter in a stream. *Freshwater Biol* 21:261-269
- FISCH, G.; MARENGO, J.A. & NOBRE, C.A. 1998. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. *Acta Amazonica*, 28: 101-126.
- FISCHER, H. & PUSCH, M. 2001. Comparison of bacterial production in sediments, epiphyton and the pelagic zone of a lowland river. *Freshwater Biology*, 46: 1335-1348.
- FISHER H, FIEBIG D, BRETTAR I, EISENMANN H, ELLIS BK, KAPLAN LA, LOCK MA, NAEGELI MW & TRAUNSPURGER W. 1998. The role of microorganisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biology*, 40: 453-495,
- FISCHER, R.G.; RAPSOMANIKIS, S.; ANDREAE, M.O. & BALDI, F. 1995. Bioaccumulation of methylmercury and transformation of inorganic mercury by macrofungi. *Environmental Science and Technology*, 29: 993-999.
- FLEMING, E.J.; MACK, E.E.; GREEN, P.G. & NELSON, D.C. 2006. Mercury methylation from unexpected sources: molybdate-inhibited freshwater sediments and an iron-reducing bacterium. *Applied Environmental Microbiology*, 72: 457-464.
- FOSTIER A.H., FORTI, M.C., GUIMARÃES, J.R.D., MELFI, A.J., BOULET, R., ESPIRITO SANTO, C.M. & KRUG, F.J. 2000. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil). *Science of the Total Environment*, 260: 201-211.
- FREEMAN, C. & LOCK, M.A. 1993. [³H]Thymidine incorporation as a measure of bacterial growth within intact river biofilms. *Science of the Total Environment*, 138:161-167.
- FURTADO, A.L.D. & CASPER, P. 2000. Different methods for extracting bacteria from freshwater sediment and a simple method to measure bacterial production in sediment samples. *Journal of Microbiological Methods*, 41:249-257.

- FURUTANI, A. & RUDD, J.W.M. 1980. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. *Applied Environmental Microbiology*, 40: 770-776.
- GABRIEL, M.C. & WILLIAMSON, D.G. 2004. Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 26: 421-434.
- GILMOUR, C.C. & HENRY, E.A. 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environmental Pollution*, 71:131-169.
- GILMOUR, C.C.; HENRY, E.A. & MITCHELL, R. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environmental Science & Technology*, 26: 2281-2287.
- GLEESON, G.; MCDERMOTT, F & CLIPSON, N. 2007. Understanding microbially active biogeochemical environments. *Advances in Applied Microbiology*, 62: 81-104.
- GOMES, J.P.O.; NASCIMENTO, E.L.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W.R.; BERNARDI, J.V.E. & BARROS, P.R.H.B. 2006. Distribuição espacial das concentrações de mercúrio em sólidos em suspensão no Alto Rio Madeira, Rondônia. *Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology*, 1: 131-135.
- GOULDING, M. 1979. A ecologia da pesca no Rio Madeira. CNPq/INPA. Manaus.
- GOULDING, M, BATHEM, R & FERREIRA, E. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. Smithsonian Books, Washington & London.
- GRAÇA, M.A.S. & CANHOTO, C. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25:1-10.
- GRAY, J.E. & HINES, M.E. 2009. Biogeochemical mercury methylation influenced by reservoir eutrophication, Salmon Falls Creek Reservoir, Idaho, USA. *Chemical Geology*, 258:157-167.
- GREENWOOD, J.L.; ROSEMOND, A.D.; WALLACE, J.B.; CROSS, W.F. & WEYERS, H.S. 2007. Nutrients stimulate leaf breakdown rates and detritivore biomass: bottom-up effects via heterotrophic pathways. *Oecologia*, 151:637-649
- GRIGAL, D.F. 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. *Environmental Reviews*. 10: 1-39.

- GRIGAL, D.F. 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: a review. *Journal of Environmental Quality*, 32: 393-405.
- GRIMALDI, C.; GRIMALDI, M. & GUEDRON, S. 2008. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. *Science of the Total Environment*, 401:121-129
- GUEDRON, S.; GRIMALDI, C.; CHAUVEL, C.; SPADINI, L. & GRIMALDI, M. 2003. Determination of mercury atmospheric origin in French Guianese soils. *Journal of Physics IV France*, 107:585-588.
- GUEDRON, S.; GRIMALDI, C.; CHAUVEL, C.; SPADINI, L., & GRIMALDI, M. 2006. Weathering versus atmospheric contributions to mercury concentrations in French Guiana soils. *Applied Geochemistry* 21:2010-2022
- GUEDRON, S.; GRANGEON, S.; LANSON, B.; & GRIMALDI, M. 2009. Mercury speciation in a tropical soil association; Consequence of gold mining on Hg distribution in French Guiana. *Geoderma*, 153:331-346
- GUERRA, A.J.T. & GUERRA A.T. 2006. Novo dicionário Geológico-Geomorfológico. 3 edição. Bertrand Brasil.
- GUIMARÃES, J.R.D. 1992. Padronização de técnicas radioquímicas visando o estudo da metilação e volatilização de Mercúrio em áreas de garimpo de ouro na região Amazônica. Tese de Doutorado. Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- GUIMARÃES, J.R.D.; MALM, O.; PADOVANI, C.; SANCHES, M.V.; FORSBERG, B. & PFEIFFER, W.C. 1994. A summary of data on net mercury methylation rates in sediment, water, soil and other samples from the Amazon region obtained through radiochemical methods. *Proceedings of the International Workshop on Environmental Mercury Pollution and its Health Effects in Amazon River Basin, Rio de Janeiro, Nov. 30-Dec. 2 pp 94:99.*
- GUIMARÃES, J.R.D.; MALM, O. & PFEIFFER, W.C. 1995. A simplified radiochemical technique for measurements of net mercury methylation rates in aquatic systems near gold mining areas, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 151-162.
- GUIMARÃES, J.R.D.; MEILI, M.; MALM, O. & BRITO, E.M.S. 1998. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake in the Pantanal floodplain, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 213: 165-175.

- GUIMARÃES, J.R.D.; FOSTIER, A.H.; FORTI, M.C.; MELFI, J.A.; KEHRIG, H.; MAURO, J.B.N.; MALM, O. & KRUG, J.F. 1999. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, 28:296-301.
- GUIMARÃES, J.R.D.; MEIL, I. M.; HYLANDER, L.D.; SILVA, E.C.; ROULET, M., MAURO, J.B.N. & LEMOS, R.A. 2000a. Mercury net methylation in five tropical floodplain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, 261: 99-107.
- GUIMARÃES, J.R.D.; ROULET, M.; LUCOTTE, M. & MERGLER, D. 2000b. Mercury methylation potentials along a lake-forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of the Total Environment*, 261: 91-98.
- GUIMARÃES, J.R.D. 2001. Les processus de methylation du mercure en milieu amazonien. In: Le mercure em Amazonie: role de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires. IRD Éditions, Paris. pp 121-165.
- GUIMARÃES, J.R.D., MAURO, J.B.N., COELHO-SOUZA, S.A. & POIRIER, H. 2004. Study of methylation sites and factors in contaminated aquatic systems in the Amazon using an optimized radiochemical technique. In: Health impact of mercury cycling in contaminated environments studied by nuclear techniques. United Nations IAEA, Report NAHRES-86, pp. 17-27.
- GUIMARÃES, J.R.D.; MAURO, J.B.N.; MEILI, M.; SUNDBOM, M.; HAGLUND, A.L.; COELHO-SOUZA, S.A. & HYLANDER, L.D. 2006a. Simultaneous radioassays of bacterial production and mercury methylation in the periphyton of a tropical and a temperate wetland. *Journal of Environmental Management*, 81: 95–100.
- GUIMARÃES, J.R.D.; ROULET, M.; IÑIGUEZ, V.; MIRANDA, M.R.; EVANGELISTA, F.S.B. & CORREIA, R.R.S. 2006b. Hg methylation and the microbial consortium in sediment and in periphyton of tropical macrophytes: effect of different inhibitors. In: *Proceedings 8th International Conference Mercury as a Global Pollutant*. Wisconsin, EUA.
- GUTKNECHT, J. 1981. Inorganic mercury (Hg²⁺) transport through lipid bilayer membranes, *Journal of Membrane Biology*, 61: 61-66.

- GUYOT, J.L. 1993. Hydrogéochimie des fleuves de l'Amazonie bolivienne. ORSTOM, Paris, France.
- HALL, B. & ST. LOUIS, V.L. 2004. Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. *Environmental Science and Technology*, 38:5010-5021.
- HALL, B.; ST LOUIS, V.L. & BODALY, R.A. 2004. The stimulation of methylmercury production by decomposition of flooded birch leaves and jack pine needles. *Biogeochemistry*, 68: 107-129.
- HALL, B.; ST LOUIS, V.L.; ROLFHUS, K.R.; BODALY, R.A.; BEATY, K.G.; PATERSON, M.J. & PEECH-CHEREWYK, KA. 2005. Impacts of reservoir creation on the biogeochemical cycling of methyl mercury and total mercury in boreal upland forests. *Ecosystems*, 8: 248-266.
- HECKY, R.E.; RAMSEY, D.J.; BODALY, R.A. & STRANGE, N.E. 1991. Increased methylmercury contamination in fish in newly formed freshwater reservoirs. *In: Advances in mercury toxicology*. Suzuki, T., Imura, A. & Clarkson, T.W.F. (eds). Plenum, New York, NY, pp 33–52.
- HERRERA, R. 1985. Nutrient cycling in Amazonian forests. *In: Amazonia – Key Environments*. Prance, G.T & Lovejoy, T.E. (eds). Pergamon Press. pp 95-105.
- HERRERA, R.; MERIDA, T.; STARK, N. & JORDAN, C.F. 1978. Direct phosphorous transfer from leaf litter to roots. *Naturwissenschaften*, 65: 208-
- HEYES, A.; MOORE, T.R. & RUDD, J.M.W. 1998. Mercury and methylmercury in decomposing vegetation of a pristine and impounded wetland. *Journal of Environmental Quality*, 27: 591-599.
- HUGUETT, L.; CASTELLE, S.; SCHAEFER, J.; BLANC, G.; MAURY-BRACHET, R.; REYNOUARD, C. & JORAND, F. 2010. Mercury methylation rates of biofilm and plankton microorganisms from a hydroelectric reservoir in French Guiana. *Science of the Total Environment*, 408: 1338–1348.
- HULTBERG, H.; IVERFELDT, A.L. & LEE, Y.H. 1994. Methylmercury input/output and accumulation in forested catchments and critical loads for lakes in southwestern Sweden. *In: Watras, C. & Huckabee, J. (eds). Mercury pollution, Integration and Synthesis*. Lewis, Boca Raton. pp 313-322.
- JAY, J.A.; MOREL, F.M.M., & HEMOND, H.F. 2000. Mercury speciation in the presence of polysulfides. *Environmental Science & Technology*, 34: 2196-2200.

- JÄRUP, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin* 68: 167-182.
- JENSEN, S. & JERNELOV, A. 1969. Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature*, 223: 753-754.
- JORDAN, C.F. 1985. Soils of the amazon rainforest. *In: Amazonia – Key Environments*. Prance, G.T & Lovejoy, T.E. (eds). Pergamon Press. pp 83-105.
- JORGENSEN, B.B. 1982. Ecology of the bacteria of the sulphur cycle with special reference to anoxic-oxic interface environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 298: 543–561
- JORGENSEN, N.O.G. 1992. Incorporation of [³H]leucine and [³H]valine into protein of freshwater bacteria: uptake kinetics and intracellular isotope dilution. *Applied and Environmental Microbiology*, 58:3638–3646.
- JUNK, W.J. 1980. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. *Acta Amazonica*, 10:775-796.
- JUNK, W.J. 1983. As águas da Região Amazônica. *In: Amazônia: Desenvolvimento, Integração e Ecologia*. Salati, E.; Junk, W.J.; Shubart, H.O.R. & Oliveira, A.E. (eds). Editora Brasiliense & Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. pp 45-100.
- JUNK, W.J. 1997. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *In: Dodge, D.P. (ed). Proceedings of the International Large River Symposium*. Can Spec Publ Fish Aquat Sci 106, 110-127.
- JUNK, W.J. & FURCH, K. 1991. Nutrient dynamics in Amazonian floodplains: Decomposition of herbaceous plants in aquatic and terrestrial environments. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 2080-2084.
- KELTJENS, J.T. & VAN DER DRIFT, C. 1986. Electron transfer reactions in methanogens. *FEMS Microbiology Reviews*, 39: 259-303.

- KELLY, CA.; RUDD, J.W.M.; BODALY, R.A.; ROULET, P.; ST LOUIS, V.L.; HEYES, A.; MOORE, T.R.; SCHIFF, S.; ARAVENA, R.; SCOTT, K.J.; DYCK, B.; HARRIS, R.; EANER, B. & EDWARDS, G. 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. *Environmental Science and Technology*, 31, 1334-1344.
- KERIN, E.J.; GILMOUR, C.C.; RODEN, E.; SUZUKI, M.T.; COATES, J.D. & MASON, R.P. 2006. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 7919–7921.
- KING, J.K.; KOSTKA, J.E.; FRISCHER, M.E. & SAUNDERS, F.M. 2000. Sulfate-reducing bacteria methylate mercury at variable rates in pure culture and in marine sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 66: 2430-2437.
- KING, J.K.; KOSTKA, J.E.; FRISCHER, M.E.; SAUNDERS, F.M. & JAHNKE, R.A. 2001. A quantitative relationship that demonstrates mercury methylation rates in marine sediments are based on the community composition and activity of sulfate-reducing bacteria. *Environmental Science and Technology*, 35: 2491-2496.
- KIRCHMAN, D.L. 1993. Leucine incorporation as a measure of biomass production by heterotrophic bacteria, pp. 509-512. *In: Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*. Kemp, P.F., Sherr, B.F. & Sherr, E.B. (eds). Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.
- KIRCHMAN, D.L.; K'NEES, E. & HODSON, R.E. 1985. Leucine incorporation and its potential as a measure of protein synthesis by bacteria in natural aquatic systems. *Applied and Environmental Microbiology*. 49:599–607
- KIRCHMAN, D.L.; NEWELL, S.Y. & HODSON, R.E. 1986. Incorporation versus biosynthesis of leucine: implications for measuring rates of protein synthesis and biomass production by bacteria in marine systems. *Marine Ecology Progress Series*, 32: 47-59
- KIRK, G. 2004. *The biogeochemistry of submerged soils*. John Wiley and Sons, West Sussex, England.
- KLUMPP, D.W. ; SALITA-ESPINOSA, J.S. & FORTES, M.D. 1992. The role of epiphytic periphyton and macroinvertebrate grazers in the trophic flux of a tropical seagrass community. *Aquatic Botany*, 43: 327-349.

- KORTHALS, E.T. & WINFREY, M.R. 1987. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake. *Applied Environmental Microbiology*, 53: 2397-2404.
- LACERDA, L. D., 1990. Distribuição e comportamento do mercúrio no ambiente Amazônico. In: *Riscos e Conseqüências do Uso do Mercúrio*. Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C. & Carvalho, D. (org.), pp. 80-90, Brasília: Finep/Ibama/MS/CNPq
- LACERDA, L.D. 1995. Amazon mercury emissions. *Nature*, 374, 20-21.
- LACERDA, L.D. & BASTOS, W.R. 2009. Geoquímica ambiental da Bacia do Rio Madeira, RO: 20 anos de pesquisa e formação de recursos humanos. *Geochimica Brasiliensis*, 23:7-10.
- LACERDA, L.D.; SOUZA, M. & RIBEIRO, M.G. 2004. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Environmental Pollution*, 129:247-255.
- LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C.; OTT, A. T. & SILVEIRA, E. G., 1989. Mercury contamination in the Madeira river, Amazon Hg inputs to the environmental. *Biotropica*, 21:91-93.
- LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. & SOUZA, C.M.M. 1987. Contaminação por mercúrio na Amazônia: análise preliminary do Rio Madeira, RO. Anais do I Congresso Brasileiro de Geoquímica, Porto Alegre, pp 295-299.
- LAILSON-BRITO, J.J.; DORNELES, P.R.; SILVA, V.M.F.; MARTIN, A.R.; BASTOS W.R.; AZEVEDO-SILVA, C.E.; AZEVEDO, A.F.; TORRES, J.P.M. & MALM, O. 2008. Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon Basin. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 531-541.
- LANDNER, L. 1971. Biochemical model for the biological methylation of mercury suggested from methylation studies in vivo with *Neurospora crassa*. *Nature*, 230:452-454.
- LIMA, H.N.; MELLO, J.W.V.; SCHAEFER; C.E.G.R. & KER, J.C. 2005. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. *Acta Amazônica*, 35: 317 – 330.
- LEME ENGENHARIA. 2006. Aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antônio e Jirau - Estudo de Impacto Ambiental – EIA TOMO A – VOLUME I. 191pp.

- LEMOS, R.M.A. 2001. Influência da decomposição de macrófitas aquáticas na dinâmica do mercúrio em áreas alagáveis – com ênfase no processo de metilação do Hg. Tese de Doutorado. UFSC, São Carlos, SP, Brasil. 153f.
- LECHLER, P.J.; MILLER, J.M.; LACERDA, L.D.; VINSON, D.; BONZONGO, J.-C.; LYONS, W.B. & WARWICK, J.J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *Science of The Total Environment* 260:87–96.
- LODENIUS, M. 1994. Mercury in terrestrial ecosystems: a review. In: Mercury pollution, Integration and Synthesis. Watras, C. & Huckabee, J. (eds). Lewis, Boca Raton. pp 21-40.
- LODENIUS, M. & MALM, O. 1998. Mercury in the Amazon. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 157: 25-52.
- LOVLEY, D.R. & PHILIPS, E.J.P. 1986. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 51: 683-689
- LUCOTTE, M.; SCHETAGNE, R.; THERIEN, N.; LANGLOIS, C. & TREMBLAY, A. 1999. Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environment and Hydroelectric Reservoirs of Northern Quebec (Canada). Springer.
- MACALADY, J.L.; MACK, E.E.; NELSON, D.C. & SCOW, K.M. 2000. Sediment microbial community structure and mercury methylation in mercury-polluted Clear Lake, California. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 1479-1488.
- MCCLAIN, M.E. & ELSENBEER, H. 2001. Terrestrial input to Amazon streams and internal biogeochemical processing. pp 185-208. *in: The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. McClain M.E.; Victoria, R.L. & Richey, J.E. (eds). Oxford University Press.
- MAIER, R.M. & PEPPER, I.L. 2009. Earth environments. *In: Environmental Microbiology*. 2nd edition. Maier, R.M.; Pepper, I.L. & Gerba, C.P. (eds). Elsevier/Academic Press. pp 57-82.
- MALM, O. 1998. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environment Research*, 77:73-78.

- MALM, O.; CASTRO, M.; BASTOS, W.R.; BRANCHES, F.; GUIMARÃES, J.R.D.; ZUFFO & PFEIFFER. 1995. An assessment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. *Science of the Total Environment*, 175: 127-140.
- MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; SOUZA, C.M.M. & REUTHER, R. 1990. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil. *Ambio*, 19: 11-15
- MARTINELLI, L.A.; FERREIRA, J.R.; FORSBERG, B.R.; VICTORIA, R.L. (1988) Mercury contamination in the Amazon: a gold rush consequence. *Ambio*, 17: 252-254.
- MARVIN-DIPASQUALE, M.; LUTZ, M.A.; BRIGHAM, M.E.; KRABBENHOFT, D.P.; AIKEN, G.R.; OREM, W.H. & HALL, B.D. 2009. Mercury cycling in stream ecosystems. 2. benthic methylmercury production and bed sediment-pore water partitioning. *Environmental Science & Technology*, 43:2726-2732.
- MARXSEN, J. 1996. Measurement of bacterial production in stream-bed sediments via leucine incorporation. *FEMS Microbiology Ecology*, 21:313-325.
- MATILAINEN, T. & VERTA, M. 1995. Mercury methylation and demethylation in aerobic surface waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 1597-1608.
- MAURICE-BOURGOIN, L. 2001. Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien: transfer du mercure des sols aux milieux aquatiques, spéciation, transport et sédimentation dans les rivières et plaines d'inondation. *In: Le mercure en Amazonie, role de l'homme e de l'environnement, risques sanitaires*. Carmouze, J.P. Lucotte, M. & Boudou, A. (eds). IRD. pp 167-201.
- MAURICE-BOURGOIN, L.; QUIROGA, I.; CHINCHERO, J. & COURAUD, P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira River and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Science of the Total Environment*, 260: 73-86.
- MAURO, J.B.N.; GUIMARÃES, J.R.D. & MELAMED, R. 1999. Mercury methylation n a tropical macrophyte: influence of abiotic parameters. *Applied Organometallic Chemistry*, 13: 631-636.

- MAURO, J.B.N.; GUIMARÃES, J.R.D. & MELAMED, R. 2001. Mercury methylation in macrophyte roots of a tropical lake. *Water, Air and Soil Pollution*, 127: 271–280.
- MAURO, J.B.N.; GUIMARÃES, J.R.D.; HINTELMANN, H.; WATRAS, C.J.; HAACK, E.A. & COELHO-SOUZA, S.A. 2002. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water - comparative studies with stable and radio-mercury additions. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374: 983–989.
- MELO, I.S. 2008. Importância da rizosfera na biodegradação de xenobióticos. *In: Microbiologia Ambiental*. Melo, I.S. & Azevedo, J.L. (eds). 2ª edição. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente. pp 589-607.
- MEHROTRA, A.S. & SEDLAK, D.L. 2005. Decrease in net mercury methylation rates following iron amendment to anoxic wetland sediment slurries. *Environmental Science and Technology*, 39: 2564–2570.
- MENDONÇA-SANTOS, M.L.; SANTOS, H.G.; COELHO, M.R.; BERNARDI, A.C.C.; MACHADO, P.L.O.A.; MANZATTO, C.V. & FIDALGO, E.C.C. 2008. Solos e ocupação das terras na Amazônia brasileira. *In: Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros*. Moreira, F.M.S., Siqueira, J. O. & Brussaard, L. (eds). UFLA, Lavras. pp. 67-116.
- MILLER, D.M. & AKAGI, H. 1979. pH affects mercury distribution, not methylation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 3: 36-38.
- MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J.G. 2000. Wetlands. 3ª edição, John Wiley & Sons.
- MITCHELL, C.P.J.; BRANFIREUM, B.A. & KOLKA, R.K. Spatial characteristics of net methylmercury production hot spots in peatlands. *Environmental Science & Technology*, 42: 1010-1016.
- MIRANDA, R.M.; GUIMARÃES, J.R.D.; ROULET, M.; ACHA, D.; COELHO-SOUZA, S.; MAURO, J.B.N. & INIGUEZ, V. 2004. Mercury methylation and bacterial activity in macrophyte-associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin. *RMZ Materials and Geoenvironment*, 51: 1218-1220.
- MIRANDA, M.R.; COELHO-SOUZA, S.A.; GUIMARÃES, J.R.D.; CORREIA, R.R.S. & OLIVEIRA, D. 2007a. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 240-251.

- MIRANDA M.R.; GUIMARÃES J.R.D. & COELHO-SOUZA S.A. 2007b. [³H]Leucine incorporation method as a tool to measure secondary production by periphytic bacteria associated to the roots of floating aquatic macrophyte. *Journal of Microbiological Methods*, 71: 23-31.
- MOAT, A.; FOSTER, A. & SPECTOR, M.P. 2002. Microbial physiology. 4th ed. John Wiley & Sons, New York.
- MOLINIER M., GUYOT J.L., CALLÈDE, J., GUIMARÃES V., OLIVEIRA E., FILIZOLA JR., N.P. 1997. Hydrologie du bassin amazonien. In : Environnement et développement en Amazonie brésilienne. pp 24-41Théry H. (ed). Belin, Paris.
- MOREL, F.M.M.; KRAEPIEL, A.M.L. & AMYOT, M. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 543-566.
- MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. 2006. Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2^o Edição. UFLA, Lavras.
- MORRIS, C.E. & MONIER, J. 2003. The ecological significance of biofilm formation by plant-associated bacteria. *Annual Review of Phytopathology*, 41: 429–453.
- MORRISON, K.A. & THÉRIEN, N. 1995. Experimental evaluation of mercury release from flooded vegetation and soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 56: 607-619.
- MULLER, A.K.; WESTERGAARD, K.; CHRISTENSEN, S. & SORENSEN, S.J. 2001. The effect of long-term mercury pollution on the soil microbial community. *FEMS Microbiology Ecology*, 36: 11-19.
- MUNTHE, J.; LYVÉN, B.; PARKMAN, H.; LEE, Y-H.; IVERFELDT, A.; HARALDSSON, C.; VERTA, M. & PORVARI, P. 2001. Mobility and methylation of mercury in forest soils development of an in-situ stable isotope tracer technique and initial results. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 1:385-393.
- MURESAN, B.; COSSA, D.; RICHARD, S & DOMINIQUE, Y. 2008. Methylmercury sources in a tropical artificial reservoir. *Applied Geochemistry*, 23 :1101-1126.

- NAGASE, H.; OSE, Y.; SATO, T. & ISHIKAWA, T. 1982. Methylation of mercury by humic substances in an aquatic environment. *The Science of the Total Environment*, 24: 133-142.
- NEPSTAD, D.C.; DE CARVALHO, C.R.; DAVIDSON, E.A.; JIPP, P.H.; LEFEBVRE, P.A.; NEGREIROS, G.H.; DA SILVA, E.D.; STONE, T.A.; TRUMBORE, S.E. & VIEIRA, S. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forest and pastures. *Nature*, 372: 666-669.
- NOBUMASA, I.; SUKEGAWA, E.; PAN S-K.; NAGAO, K.; KIM, J-Y.; KWAN, T. & UKITA, T. 1971 Chemical methylation for inorganic mercury with methylcobalamin, a vitamin B₁₂ analog. *Science*, 172: 1248-1249.
- NRIAGU, J.O. 1979. Production and Uses of Mercury. pp. 23-39. In: J.O. Nriagu (ed). *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. New York Elsevier/North – Holland Biomedical Press.
- NRIAGU, JO, PFEIFFER, W.C., MALM, O, SOUZA, CMM & MIERLE, G. 1992. Mercury pollution in Brazil. *Nature*, 356: 389.
- OIFFER, L. & SICILIANO, S.D. 2009. Methyl mercury production and loss in Arctic soil. *Science of the Total Environment*, 407:1691-1700.
- OLIVEIRA, S.M.B.; MELFI, A.J.; FOSTIER, A.H.; FORTI, M.C.; FÁVARO, D.I.T. & BOULET, R. 2001. Soils as an important sink for mercury in the Amazon. *Water, Air and Soil Pollution*, 26: 321–337.
- OLSON, B.H. & COOPER, R.C. 1975. Comparison of aerobic and anaerobic methylation of mercuric chloride by San Francisco bay sediments. *Water Research*, 10: 113-116.
- OSBORN A.M.; BRUCE, K.D.; STRIKE, P. & RITCHIE, D.A. 1997. Distribution, diversity and evolution of the bacterial mercury resistance (mer) operon. *FEMS Microbiology Reviews*, 19: 239-262.
- PASSOS,C.J.S.; MERGLER,D.; LEMIRE,M.; FILLION,M. & GUIMARÃES,J.R.D. 2007. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. *Science of the Total Environment*, 373: 68–76.
- PFEIFFER, W.C. & LACERDA, L.D. 1988. Mercury inputs to the Amazon region, Brazil. *Environment Technology*, 9: 325-350.

- PFEIFFER, W.C., LACERDA, L.D., SALOMONS, W. & MALM, O. 1993. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. *Environmental Review*, 1: 26-37.
- 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.
- PORVARI, P. 1998. Development of fish mercury concentrations in Finnish reservoir from 1979 to 1994. *Science of the Total Environment*, 213:279–290
- PORVARI, P. 2003. Sources and fate of mercury in aquatic ecosystems. *Monographs of the Boreal Environment Research*, 23:1-56.
- PORVARI, P. & VERTA, M. 1995. Methylmercury production in flooded soils: a laboratory study. *Water, Air and Soil Pollution*, 80:765-773.
- RAVICHANDRAN, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter – a review. *Chemosphere*, 55: 319-331.
- REIS, N.F.C. 2007. Estrutura Fitossociológica em um Trecho da Floresta Ombrófila Aberta localizado no Campus Universitário José Ribeiro Filho, Porto Velho - Rondônia. Monografia. Fundação Universidade Federal, Porto Velho.
- REUTHER, R., 1994. Mercury accumulation in sediments and fish from rivers affected by alluvial gold mining in the Madeira river basin, Brazil. *Ambio*, 19:11-15.
- ROBINSON, J. & TUOVINEM, O.H. 1984. Mechanisms of microbial resistance and detoxification of mercury and organomercury compounds: physiological, biochemical, and genetic analyses. *Microbiological Reviews*, 48: 95-124.
- ROGERS, R.D. 1976. Methylation of mercury in agricultural soils *Journal of Environmental Quality*, 5: 454-458.
- ROULET, M. & LUCOTTE, M. 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferraltic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air and Soil Pollution*, 80:1079-1088.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; RHEUALT, I.; TRAN, S.; GOCH, Y.G.D.; FARELLA, N.; DO VALE, R.S; PASSOS, C.J.D.; DA SILVA, E.D.; MERGLER, D. & AMORIM, M. 1998a. Distribution and partition of total

mercury in waters of the Tapajós river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, 213: 203-211.

ROULET, M., LUCOTTE M., SAINT-AUBIN, A., TRAN, S., RHÉAULT, I., FARELLA, N., DE JESUS DA SILVA, F., DEZENCOURT J., SOUSA-PASSOS, C.J., SANTOS SOARES, G., GUIMARÃES, J.R.D., MERGLER, D. & AMORIM, M. 1998b. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil. *Sci Tot Environ*, 223:1-24.

ROULET, M., LUCOTTE, M., FARELLA, N. SERIQUE, G., COELHO, H., PASSOS, C.J.D., DA SILVA, E.D., DE ANDRADE, P.S., MERGLER, D., GUIMARÃES, J.R.D. & AMORIM, M. 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 112: 297-313.

ROULET, M & GRIMALDI, C. &. 2001. Le mercure dans lês sols d'Amazonie. *In: Le mercure en Amazonie: role de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires*. IRD Éditions, Paris. pp 121-165.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J.R.D. & RHEAULT, I. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Science of the Total Environment*, 261: 43-59.

ROULET, M., LUCOTTE, M., CANUEL, R., FARELLA, N., GOCH, Y.G.F., PACHECO-PELEJA, J.R., GUIMARÃES, J.R.D., MERGLER, D. & AMORIM, M. 2001a. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *Limnology and Oceanography*, 46: 1141-1157.

ROULET, M., GUIMARÃES, J.R.D & LUCOTTE, M. 2001b. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazon floodplain- effect of seasonal inundation. *Water, Air and Soil Pollution*, 128:41-60.

RUDD, J.W.M. 1995. Sources of methyl mercury to freshwater ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 80:697-713.

RUDD, J.W.M.; FURUTANI, A. & TURNER, M. A. 1980. Mercury methylation by fish intestinal contents. *Applied Environmental Microbiology*, 40: 777-782.

- SAHRAWAT, K.L. 2004. Organic matter accumulation in submerged soils. *Advances in Agronomy*, 81: 169-201.
- SAMPAIO DA SILVA, D.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D., CROSSA, M., 2006. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira. *InterfacEHS*, 1:1–31.
- SAMPAIO DA SILVA, D.; LUCOTTE, M.; PAQUET, S.; DAVIDSON, R. 2009. Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. *Environmental Research*, 109: 432-446.
- SANTOS, N.B. 2007. Análise da Estrutura Fitossociológica da Comunidade Arbustiva e Arbórea de uma Floresta Ombrófila Densa Aluvial no Município de Porto Velho, Rondônia. Monografia. Fundação Universidade Federal de Rondônia Porto Velho. 60f.
- SHETAGNE, R.; DOYON, J.F. & FOURNIER, J.J. 2000 Export of mercury downstream from reservoirs. *Science of the Total Environment*, 260: 135-145.
- SHINZATO, E.; CARVALHO-FILHO, A. & TEIXEIRA, A.G. 2008. SOLOS TROPICAIS. 2008. In: Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro. Silva, C.R. (ed.). CPRM, Rio de Janeiro. pp 121-134.
- SHUBART, H.O.R. 1983. Ecologia e utilização das florestas. In: Amazônia: Desenvolvimento, Integração e Ecologia. Salati, E.; Junk, W.J.; Shubart, H.O.R. & Oliveira, A.E. (eds). Editora Brasiliense & Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. pp 45-100.
- SICILIANO, S.D. & LEAN. D.R.S. 2002. Methyltransferase: an enzyme assay for microbial methylmercury formation in acidic soils and sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21: 1184-1190.
- SICILIANO, S.D.; O'DRISCOLL, N.J.; TORDON, R.; HILL, J.; BEAUCHAMP, S. & LEAN, D.R.S. 2005. Abiotic production of methylmercury by solar radiation. *Environmental Science Technology*, 39: 1071-1077.
- SIMON, M. & AZAM, F. 1989. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. *Marine Ecology Progress Series*, 51:201-213.
- SIOLI, H. & KLINGE, H., 1964, Solos, tipos de vegetação e água na Amazônia. *Boletim geográfico*, 179: 147-153.

- SIOLI, H. 1990. Amazônia fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Instituto Max-Planck de Limnologia. Vozes Ltda, Petrópolis. 72pp.
- SMITH, D.C. & AZAM, F. 1992. A simple, economical method for measuring bacterial protein synthesis rates in seawater using ^3H -leucine. *Marine Microbial Food Webs* 6:107–114.
- SONDERGAARD, M. 1983. Heterotrophic utilization and decomposition of extracellular carbon released by the aquatic angiosperm *Littorella uniflora* (L.) Aschers. *Aquatic Botany*, 16: 59-73.
- SPANGLER, W.J.; SPIGARELLI, J.M.; ROSE, J.M. & MILLER, H.H. 1973. Methylmercury: bacterial degradation in lake sediments. *Science*, 180: 192-193.
- SUBERKROPP, K. & WEYERS, H. 1996. Application of fungal and bacterial production methodologies to decomposing leaves in streams. *Applied and Environmental Microbiology*, 62:1610-1615
- SUMMERS, A.O. & SILVER, S. 1978. Microbial transformations of metals. *Annual Review Microbiology*, 32: 637-72.
- SWITKES, G. 2008. Águas Turvas: Alertas sobre as conseqüências de barrar o maior afluente do Amazonas. Bonilha, P. (ed). International Rivers, São Paulo.
- THERIEN, N & MORRISON, K. 1999. In Vitro release of mercury and methylmercury from flooded organic matter. In: Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environment and Hydroelectric Reservoirs of Northern Quebec (Canada). Lucotte, M., Schetagne, R., Therien, M Langlois, C. & Tremblay, A. Springer, 1 edition.
- THOMAZ, S.M. 1995. Produção secundária, biovolume, abundância e biomassa da comunidade de bactérias associada aos detritos de *Typha domingensis* (PERS.) na lagoa Imboacica, Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. São Carlos. 143ff
- THOMAZ, S.M. & ESTEVES, F.A. 1997. Secondary productivity (^3H -Leucine and ^3H -Thymidine incorporation), abundance and biomass of the epiphytic bacteria attached to detritus of *Typha domingensis* pers. in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 357: 17-26.

- THOMAZ, S.M. 1999. O papel ecológico das bactérias e teias alimentares microbianas em ecossistemas aquáticos. *in: Perspectivas da Limnologia no Brasil*. Pompêo, M.L.M. (ed.). São Luís: Gráfica e Editora União.
- THOMAZ, S.M. & WETZEL, R.G. 1995. [³H]Leucine incorporation methodology to estimate epiphytic bacterial biomass production. *Microbial Ecology*, 29:63-70.
- THOMAZ, S.M. & ESTEVES, F.A. 1997. Bacterial dynamics in periphyton from different regions of a tropical coastal lagoon, *Archives of Hydrobiology*, 139:495–507.
- TREMBLAY, A., LUCOTTE, M. & SCHETAGNE, A., 1998, Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Québec (Canada). *Science of the Total Environment*, 213: 307-315.
- TSUI, M.T-K., FINLAY, J.C. & NATER, E.A. 2008. Effects of stream water chemistry and tree species on release of methylation of mercury during litter decomposition. *Environmental Science & Technology*, 42:8692-8697.
- TUOMINEN, L. 1995. Comparison of leucine uptake methods and a thymidine incorporation method for measuring bacterial activity in sediment. *Journal of Microbiological Methods*, 24:125-134.
- ULRICH, S.M.; TANTON, T.W. & ABDRAHITOVA, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 31: 241–293.
- VEIGA, M.M., MEECH, J.A. & ONATE, N. 1994. Mercury pollution from deforestation. *Nature*, 368:816-817.
- VILLAS-BÔAS R.C., BEINHOF C. & SILVA A.R. 2001. Mercury in Tapajós basin. CNPq/CYTED Press, Rio de Janeiro.
- WALKER, I. 1986. Sobre a ecologia e biologia da decomposição da matéria orgânica em águas amazônicas. *Acta Limnologica*, 1: 557-573.
- WALKER, I. 1987. The biology of streams as part of Amazonian forest ecology. *Experientia*, 73: 279-287.
- WALKER, I. 1990. Ecologia e biologia de igapós e igarapés. *Revista Ciência Hoje*, 11: 44-53.
- WARNER, K.A.; RODEN, E.E. & BONZONGO, J.E. 2003. Microbial mercury transformation in anoxic freshwater sediments under iron-reducing and

other electron-accepting conditions. *Environmental Science & Technology*, 37: 2159-2165.

WARREN, L.A. & HAACK, E.A. 2001. Biogeochemical controls on metal behavior in freshwater environments. *Earth-Science Reviews*, 54: 261–320.

WATANABE, C. & SATOH, H. 1996. Evolution of our understanding of methylmercury as a health threat. *Environmental Health Perspective*, 104: 367-379.

WEBER, J.H. 1993. Review of possible paths for abiotic methylation of mercury(II) in the aquatic environment. *Chemosphere*, 26:2063-2077.

WINFREY, M.R. & RUDD, J.W.M. 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 9: 853-869.

WOOD, J.M.; KENNEDY, F.S. & ROSEN, C.G. 1968. Synthesis of methylmercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. *Nature*, 220: 173-174.

WOOD, J.M. 1974. Biological cycles for toxic elements in the environment. *Science*, 183: 1049-1052.

ZAHIR, F.; RIZWI, S. J.; HAQ, S. K. & KHAN, R. H. 2005. Low dose mercury toxicity and human health. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 20: 351-360.

ZEIDEMANN, V.K. & FORSBERG, B. 1996. Solos como fonte de mercúrio na bacia do Rio Jaú/Amazonas. *VI Congresso Brasileiro de Limnologia, São Carlos, SP*, pp. 516.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)