



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL E
MEIO AMBIENTE**

**DINÂMICA TEMPORE-ESPACIAL DE CARBONO ORGÂNICO E MERCÚRIO EM
SOLO SOB SISTEMAS AGROFLORESTAIS NO SUL DO AMAZONAS**

JOIADA MOREIRA DA SILVA LINHARES

Porto Velho (RO)
2017



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL E
MEIO AMBIENTE**

**DINÂMICA TEMPORE-ESPACIAL DE CARBONO ORGÂNICO E MERCÚRIO EM
SOLO SOB SISTEMAS AGROFLORESTAIS NO SUL DO AMAZONAS**

JOIADA MOREIRA DA SILVA LINHARES

Orientador: Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos.

Tese de Doutorado, apresentada junto ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. Área de Concentração em Ambiente, Saúde & Sustentabilidade. Requisito para obtenção do Título de Doutor em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente.

Porto Velho (RO)
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Fundação Universidade Federal de Rondônia
Gerada automaticamente mediante informações fornecidas pelo(a) autor(a)

L755d Linhares, Joiada.

Dinâmica tempore-espacial de carbono orgânico e mercúrio em solo sob sistemas agroflorestais no sul do Amazonas / Joiada Linhares. -- Porto Velho, RO, 2017.

164 f.: il.

Orientador(a): Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos

Coorientador(a): Prof.^a Dra. Mariangela Soares de Azevedo.

Tese (Doutorado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) -
Fundação Universidade Federal de Rondônia.

1. 1. uso da terra. 2. solo. 3. mercúrio. 4. carbono. 5. Lábrea. I. Bastos Wanderley Rodrigues. II. Título.

CDU 504(81)

JOIADA MOREIRA DA SILVA LINHARES

DINÂMICA TEMPORAL-ESPACIAL DE CARBONO ORGÂNICO E MERCÚRIO EM SOLO
SOB SISTEMAS AGROFLORESTAIS NO SUL DO AMAZONAS


Comissão Examinadora


Dr. Wanderley Rodrigues Bastos
Orientador
Fundação Universidade Federal de Rondônia


Dr. Enc. Glória da Silveira
Membro Externo
Fundação Universidade Federal de Rondônia


Dr. Vanderlei Maniesi
Membro Interno
Fundação Universidade Federal de Rondônia


Dr. Ronaldo Almeida
Membro Externo
Fundação Universidade Federal de Rondônia


Dr. Agno Nonato Serrão Acioli
Membro Externo
Universidade Federal do Amazonas

Porto Velho, 23 de junho de 2017.

Resultado: Aprovado

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família, em especial para Aldenir M. da Silva e João F. da Silva, meus pais. Deborah P Linhares da Silva e Sara Ester Linhares da Silva, esposa e filha, que sempre me apoiaram e incentivaram.

A Professora Ana Cassia Souza da Silva, ex-diretora de ensino do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas – IFAM / Campus Lábrea, que no início acreditou e apoio o projeto.

E principalmente aos professores Wanderley Rodrigues Bastos e Gilberto Manzatto (Gil) pelo incentivo e paciência nos muitos momentos que necessitei, que Deus abençoe a vocês!

AGRADECIMENTOS

Escrever esta tese foi um grande desafio. Mas, desafio maior foi utilizar apenas dois laudos para agradecer as pessoas que fizeram parte da construção desse projeto de vida, que iniciou a 18 anos, quando ingressei no curso de graduação de geografia da Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR. A todos os professores, técnicos e colegas de curso que fizeram parte desta minha trajetória na UNIR, aceitem os meus sinceros agradecimentos, obrigado por tudo!

Nesta etapa de minha vida como estudante de pós-graduação, início agradecendo primeiramente a Deus pela oportunidade de estamos vivendo com saúde e por permitir que este projeto se realizasse plenamente, apesar das dificuldades e intenso trabalho.

Aos professores e técnicos que trabalham no Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente (PGDRA) pelo conhecimento que me foi apresentado ao longo dos quatro anos de curso nesta instituição. Obrigado, vocês foram gêniais.

Às instituições: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA, Instituto de Desenvolvimento Agropecuário e Florestal Sustentável do Amazonas – IDAM, Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, Sistema de Proteção da Amazônia – SIPAM, Serviço Geológico do Brasil – CPRM e Laboratório de análise de solo agroanálise (MT), pelo fornecimento de valiosas informações, muito obrigado.

Ao professor Dr. Wanderley Rodrigues Bastos, Coordenador do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang C. Pfeiffer, pela orientação, empenho e incentivo à realização desse projeto. Aos colegas de Laboratório: Alana Adolfo Ferreira, Igor Bruno Barbosa de Holanda, Bruna Luna dos S. Barbosa Bastos, Marília Higinio Mussy, Walkimar Aleixo da Costa Júnior, Francisca Denilça dos Santos, Susamar Pansini, Cleber Calado Luz, Célia Ceolin Baía, Charlliene Lima da Silva, Maria Cristina N.do N.Recktenvald, Leidiane Caroline Lauthartte, Dario Pires de Carvalho, Maria Thereza Souza Bastos, Melissa de Souza Barbosa, Eduardo Araujo de Sousa, Iuri Oliveira e Laiana Karen Jacob da Silva, a todos muito obrigado pelos lições de amizade, lealdade, companheirismo e humildade.

Aos colonos do Projeto de Assentamento Rural Umari - AM da comunidade Palheiral, principalmente o (a) senhor (a): José Galdino do Nascimento (presidente da associação de Produtores), Francisco Cícero Rodrigues, Paulo Cícero Rodrigues, Antônio Batista da Silva, Raimundo Felix de Souza, Francisco Gomes da Silva, Pedro Cavalcante do Nascimento, Antônio Ferreira Brito, José de Souza Almeida, Francine Gadelha Amaro, Francisco Pereira Lima, Maria Altina Marlin da Silva, Maria Ferreira das Neves e Raquel de Souza, pela hospitalidade e ajuda no desenvolvimento desse projeto.

A todos as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para o sucesso desse trabalho, principalmente aos alunos dos cursos Técnicos em Agropecuário e Administração do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazônias – IFAM campus Lábrea: José Omar da Silva, Moisés Galdino Malveira, Raimundo Leilson Rosa de Souza, Luan Cleverton Silva de Oliveira, Sebastião Warlison Medeiros de Lima, Paulo Victor de Albuquerque Maia e Raimundo Ferreira da Silva Junior, minha sincera gratidão, extensiva a todos familiares.

A presente tese foi realizada com apoio da Fundação de Amparo a Pesquisa do Amazonas – FAPEAM – Governo do Amazonas e da Pró-reitoria de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação do Instituto Federal do Amazonas – IFAM. Agradeço estas instituições pelo apoio financeiro e principalmente pelo interesse nesse estudo.

Ao Jonatas Moreira da Silva por ter comprometido um tempo de sua vida pessoal e profissional para ajudar-me na dura tarefa de coleta de dados primários em campo. A você irmão, meu cordial agradecimento pela dedicação e aplicação nas atividades de campo. Também, não poderia esquecer da professora Bethania Moreira da Silva pelas aulas de ortografia que me proporcionou. Minha irmã casula, que Deus te abençoe.

Para finalizar, o meu agradecimento especial é dedicado a uma pessoa; minha esposa. Apesar de não estar do meu lado, durante todo o processo de construção da tese, nos momentos mais delicados, que não foram poucos, com muito amor e carinho me mostrar que eu era capaz de transpor todas as dificuldades e construir um excelente trabalho. Neste período, a cada etapa vencida foi possível ver a verdadeiro amor, bem como sentir que somos uma família. Portanto, serei grato pela atitude que você tomou, assim como pelo gesto de carinho, compreensão e amizade para comigo e nossa filha. Deus abençoe Deborah, meu Amor.

RESUMO

O sistema agroflorestal (SAF) é uma categoria de uso da terra que integra no mesmo espaço geográfico: plantas lenhosas perenes com cultivos agrícolas e / ou criação de animais. Este sistema de produção agrícola, além de gerar renda e alimentos e, em virtude das mudanças no uso e cobertura da terra, em curso no sul do Amazonas, é apontado como estratégico na mitigação das emissões de dióxido de carbono (CO₂) e, é uma alternativa de uso da terra capaz de atenuar a remobilização de mercúrio em solo cultivado. Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi analisar em diferentes categorias e classes de uso e cobertura da terra a dinâmica do carbono orgânico e do mercúrio total enquanto potenciais indicadores de qualidade ambiental do ecossistema solo, sob vegetação nativa e cultivada no assentamento rural Umari, Lábrea sul do Amazonas. Foram utilizados quatro métodos: i) processamento digital de imagem e confecção de mapas temáticos; ii) instalação de parcelas fixas e escavações de perfis pedológicos e monólitos de solo; iii) determinação dos teores de Hg e teores de carbono orgânico do solo; e iv) análise estatística e geoestatística. Os solos amostrados nos sistemas agroflorestais (SAF's) com dez anos ou mais de implantação apresentaram elevada capacidade de retenção de carbono (EC) de 0 – 20cm no SQF15 (24,99 Mg C. ha), SAF19 (26,31 Mg C. ha) e SQF $\geq 10^{35}$ (30,16 Mg C. ha); e mercúrio (Hg) SQF $\geq 10^{35a}$ (180 ng/g), SQF $\geq 10^{39}$ (218 ng/g) e SQF15 (273 ng/g) quanto comparado aos EC e Hg registrados em solo sob agricultura itinerante (Ai) (EC = 12,35 Mg C. ha e Hg = 75 ng/g) e agricultura itinerante com pousio de treze anos (Aip13) (EC = 13,66 Mg C. ha e Hg = 124 ng/g). Os teores de CO e Hg observados no SAF são proporcionais aos registrados em solo sob Floresta nativa (EC = 31,42 Mg C. ha e Hg = 196 ng/g), usada como referência. Portanto, os SAF's, a médio e longo prazo, devido ao baixo revolvimento do solo promovem melhorias, a qualidade do solo e contribuem no aumento dos estoques de carbono e na reterção de mercúrio entre outros elementos traços depositados no solo na forma gasosa e / ou particulada.

Palavras chave: uso da terra, solo, mercúrio, carbono, retenção.

ABSTRACT

The agroforestry system (AFS) is a category of land use, that integrates in the same geographic space: Perennial woody plants with agricultural cultivation and / or animal breeding. This agricultural production system, besides generating income and food and, owing to the changes in land use and cover, ongoing at the southern Amazon, Is pointed out as strategic in mitigating greenhouse gas emissions and, is an alternative use of the land capable of attenuating the mercury remobilization adsorbed in the leaf tissue of native or cultivated vegetation, In this context, the objective of this study It was examined in various categories and classes of use and land cover the dynamics of organic carbon and mercury as potential indicators of environmental quality of the soil ecosystem under native vegetation and cultivated in the Rural settlement Umari / AM, Southern Amazonas Labrea. Four methods were used, i) digital image processing and production of thematic maps; ii) construction of fixed plots and Soil monolith excavation; iii) Determination of soil Hg concentrations; and iv) statistical analysis and geostatistical. Soils sampled in agroforestry systems with ten years or more of implantation presented high capacity of carbon sequestration (EC) of 0 – 20cm in the SQF15 (24,99 Mg C. ha), SAF19 (26,31 Mg C. ha) and $SQF \geq 10^{35}$ (30,16 Mg C. ha); and mercury (Hg) $SQF \geq 10^{35a}$ (180 ng / g), $SQF \geq 10^{39}$ (218 ng / g) and SQF15 (273 ng / g) (EC = 12.35 Mg C. ha and Hg = 75 ng / g) and change agriculture with thirteen years (Aip13) (EC = 13.66) Mg C. ha and Hg = 124ng / g). The levels of CO and Hg observed in SAF are proportional to those recorded in soils under native forest (EC = 31.42 Mg C. ha and Hg = 196 ng / g), used as reference. Therefore, the SAF's medium and long term due to the low soil disturbance promote improvements, soil quality and contribute to increased carbon stocks and mercury retention among other trace elements deposited in the soil in gaseous and / or particulate form.

Key words: land use, soil, mercury, carbon, retention.

LISTA DE FIGURAS

1 REVISÃO DE LITERATURA

Figura 1.1	Divisão das microrregiões da Bacia hidrográfica do rio Purus – Sul do Amazonas.....	26
Figura 1.2	Cenário de desmatamento para o Sul da Amazônia de 2010 a 2035....	27
Figura 1.3	(A) Percentual de área desmatada entre 2000 e 2013 do município de Lábrea / AM. (B) Rebanho bovino do município de Lábrea entre 1990 e 2011. (C) Placa de propaganda de obras do Programa Aceleração do Crescimento (PAC2). (D) Trecho recuperado da rodovia Transamazônica BR 230.....	29
Figura 1.4	Representação esquemática dos fatores de formação do solo como uma função entre o clima e a vegetação que altera o material parental no decorrer do tempo.....	34
Figura 1.5	Mapa de distribuição mundial de emissões totais de mercúrio entre 1995 e 2000.....	58
Figura 1.6	Fluxograma dos tipos de fontes de emissão e processos de remobilização que afetam a distribuição de Hg no ambiente natural e cultivado.....	59
Figura 1.7	Modelo conceitual de transporte de umidade, gases traços, partículas de aerossóis e substâncias voláteis a leste dos Andes da Amazônia para Centro-sul do Brasil (Período de N, D, J e F).....	61
Figura 1.8	Modelo conceitual de transporte de gases traços, partículas de aerossóis a leste dos Andes do Sul para a Amazônia Brasileira (Período J, J e A).....	62

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Figura 2.1	Mapa de localização da área de estudo.....	68
Figura 2.2	(A) Modelo esquemático de distribuição dos monólitos na parcela. (B) Imagem do monólito de solo em uma parcela de agricultura itinerante (Ai).....	71
Figura 2.3	(A) Método de parcela fixa para amostragem de espécies arbóreas em SAF's. (B) Imagem parcial do transecto do SAF $\geq 10^{60}$	73
Figura 2.4	Etapas de determinação do COT em amostras de solo.....	76
Figura 2.5	Etapas de determinação do Hg em amostras de solo.....	78
Figura 2.6	Estrutura organizacional do banco de dados geográfico sobre variabilidade espacial de carbono, mercúrio e atributos físicos e químicos do solo em diferentes usos da terra no AR-Umari / AM.....	79
Figura 2.7	Organograma das etapas de mapeamento dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.....	81
Figura 2.8	Arquitetura organizacional de dados espaciais e alfanuméricos no BDG – Terraview 4.2.....	82
Figura 2.9	Transformação de dados matricial tridimensional em vetoriais no SIG/SPRING das variáveis.....	83

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Figura 3.1	Perfil 1 de Plintossolo Háptico sob floresta aluvial. (B) Perfil 10 de Argissolo Vermelho Amarelo sob floresta nativa de terraço fluvial no	88
------------	---	----

	assentamento rural Umari, Lábrea /AM.....	
Figura 3.2	Perfil 8 de Argissolo Vermelho Amarelo sob floresta nativa. (B) Perfil 9 de Argissolo Vermelho sob sistema agroflorestal (SAF19) no assentamento rural Umari, Lábrea / AM.....	90
Figura 3.3	Mapa pedogeomorfológico do AR-Umari-AM.....	96
Figura 3.4	(A, B, C) Valores médios de atributos físicos da profundidade de 0 – 20cm de solo em diferentes usos e cobertura da terra no AR-Umari, sul do Amazonas. (D) Teste de normalidade e significância ($p-v=0,05$) do resíduo da variância (Anova) para classe de textura.....	97
Figura 3.5	(A, B) Valores de pH em água e pH em KCl de 0-20cm de profundidade do solo em diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari, sul do Amazonas.....	98
Figura 3.6	(A, B) Valores de saturação por base e matéria orgânica de 0-20cm de profundidade do solo em diferentes usos e cobertura da terra no AR - Umari, sul do Amazonas.....	99
Figura 3.7	Teores de macro nutrientes em solo (0-20cm) sob diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari, sul do Amazonas.....	100
Figura 3.8	Capacidade de troca catiônica (CTC). (B) Saturação por alumínio (Sat. Al) em solo (0 – 20cm) sob diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari, sul do Amazonas.....	101
Figura 3.9	(A) Valores de densidade aparente (DAS). (B) Carbono orgânico total de 0 a 20cm de solo sob diferentes usos e cobertura da terra no AR-Umari, sul do Amazonas.....	102
Figura 3.10	(Pasto com oito anos de plantio na área do assentamento Umari (PE8). (B) Área de pastagem (PE12) reformada, situada no cruzamento do ramal do 12A/12B.....	110
Figura 3.11	(A) Correlação dos teores de nitrogênio total e carbono orgânico total de solo amostrado na camada de 0 – 10cm profundidade no período chuvoso. (B) Correlação dos teores de nitrogênio total e carbono orgânico total de solo amostrado de 0 – 10cm profundidade no período seco.....	103
Figura 3.12	Estoques de carbono orgânico (EC) na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo do período seco. (B) Valores médios dos EC na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo. (C) EC de 0-20cm de profundidade de solo do período chuvoso. (D) Teste de normalidade do resíduo da variância para EC do solo em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.....	105
Figura 3.13	(A) Estoques de nitrogênio (EN) na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo do período seco. (B) Valores médios dos EN na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo. (C) EN de 0-20cm de profundidade de solo do período chuvoso. (D) Teste de normalidade do resíduo da variância (Anova) dos EN em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.....	106
Figura 3.14	(A) Relação do estoque de nitrogênio total e matéria orgânica de solo amostrado na camada de 0 – 10cm profundidade no período chuvoso. (B) Relação do EN e EMO de solo amostrado no período seco.....	107
Figura 3.15	Mapa de variabilidade espacial dos estoques de carbono orgânico do solo sob diferentes usos da terra no AR- Umari / AM.....	110
Figura 3.16	Mapas de variabilidade espacial dos atributos físico-químicos do solo	113

	da camada de 0-10 cm de profundidade (período chuvoso).....	
Figura 3.17	(A) Teores de Hg de 0 – 10cm e (B) 10 - 20cm de profundidade de solo sob floresta e agricultura, período seco. (C) Hg de 0 a 20cm de profundidade do solo sob FN e Ai no AR Umari / AM. (D) Teste de significância Tukey e normalidade Shapiro-Wilk das [Hg] do solo sob FN e Ai com ou sem pousio.....	114
Figura 3.18	(A) Concentrações de Hg de 0 – 10cm e (B) 10 – 20cm de profundidade de solo sob FN e SAF do período seco. (C) Concentrações medianas e teste de significância de Tukey para Hg de 0 a 20cm do solo sob FN e SAF's no AR – Umari / AM. (D). Teste de normalidade Shapiro-Wilk das [Hg] do solo sob FN, SAF e SQF.....	116
Figura 3.19	(A) Concentrações de Hg de 0 – 10cm e (B) 10 – 20cm de profundidade de solo sob FN e SAF's no período chuvoso. (C) Concentrações medianas e teste de significância de Tukey para Hg de 0 – 20cm de profundidade de solo sob FN e SAF e SQF no AR – Umari / AM. (D) Teste de normalidade Shapiro-Wilk das [Hg] em solo sob FN, SAF e SQF.....	117
Figura 3.20	Média de Hg do solo na estação seca (A) e chuvosa (B) em diferentes categorias e classes de uso da terra.....	118
Figura 3.21	Mapas de <i>Clusters</i> das [Hg] do solo de 0 a 20cm de profundidade em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.....	122
Figura 3.22	Concentração de mercúrio em solo de uma cronossequência de floresta nativa– agricultura itinerante e sistemas agroflorestais.....	125
Figura 3.23	(A) Concentrações de mercúrio na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo do período seco, em deferentes áreas de agricultura e manejo do solo. (B) Concentração de mercúrio do solo sob Aip13 antes e depois do corte e queima da vegetação secundária.....	132
Figura 3.24	(A e B) Mapas de <i>Clusters</i> de correlação espacial local de <i>Moran</i> de 0 – 20cm de profundidade do solo para [Hg] e [CO] do solo no AR – Umari / AM.....	138
Figura 3.25	(A) Vista parcial do plantio de <i>A. cosmosus</i> . (B) lavoura de <i>M. esculenta</i> Crantz, tomada pelo <i>Imperata brasiliensis</i> . <i>Trin</i> (capim-sapé).....	139
Figura 3.26	Dinâmica do fluxo de carbono orgânico e mercúrio na interface atmosfera-planta-solo no SAF $\geq 10^{60}$ do AR-Umari /AM.....	142
Figura 3.27	Dinâmica do fluxo de carbono orgânico e mercúrio na interface atmosfera-planta-solo no SAF19 do AR-Umari /AM.....	143
Figura 3.28	Dinâmica do fluxo de carbono orgânico e mercúrio na interface atmosfera-planta-solo no SQF15 do AR-Umari /AM.....	144

LISTA DE QUADROS

1 REVISÃO DE LITERATURA

Quadro 1.1	Indicadores de avaliação da qualidade física, química e biológica do solo.....	40
------------	--	----

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Quadro 2.1	Critérios de interpretação do índice local de <i>Moran</i> (<i>Li ou Lisa</i>) no	85
------------	---	----

	mapeamento dos teores de Hg, CO e atributos do solo sob diferentes uso e cobertura da terra no AR – Umari / AM.....	
Quadro 2.2	Valores orientadores de qualidade de solo para substâncias químicas em áreas agrícolas.....	86

LISTA DE TABELAS

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Tabela 2.1	Localização dos pontos de coleta e amostragem de solo no AR – Umari / AM.....	70
Tabela 2.2	Localização das parcelas e monólitos de solo na área do assentamento rural Umari / AM.....	72
Tabela 2.3	Critérios de classificação e interpretação dos atributos espaciais.....	84

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tabela 3.1	Características morfológicas de perfis de solo em diferentes ambientes pedo-geomorfológicos no AR-Umari / AM.....	89
Tabela 3.2	Propriedades químicas em diferentes ambientes pedo-geomorfológicos no AR – Umari / AM.....	92
Tabela 3.3	Média das propriedades químicas do solo em diferentes sistemas de uso da terra no AR-Umari / AM.....	94
Tabela 3.4	Variabilidade espacial do estoque de carbono orgânico de 0 – 20cm de profundidade do solo em diferentes usos da terra no AR – Umari-AM.....	109
Tabela 3.5	Variabilidade espacial de atributos físicos e químicos do solo na camada de 0 – 10cm de profundidade do solo sob diferentes sistemas de uso e cobertura da terra no AR – Umari / AM.....	112
Tabela 3.6	Coeficiente de correlação de Pearson das características físicas e químicas de solo amostradas em diferentes usos e cobertura da terra AR – Umari / AM.....	115
Tabela 3.7	Índice médio de <i>Moran</i> global (<i>I_m</i>) para mercúrio do solo.....	119
Tabela 3.8	Variabilidade espacial das [Hg] de 0 - 10cm e 10 – 20cm de profundidade em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.....	120
Tabela 3.9	Variações espaciais das [Hg] de 0 a 20 cm de profundidade do solo em diferentes usos da terra / Umari / AM.....	121
Tabela 3.10	Concentrações médias de Hg em solo sob floresta nativa no sul da Amazônia brasileira.....	135
Tabela 3.11	Correlação espacial das variáveis Hg e CO do solo de 0 - 20cm de profundidade em diferentes usos e cobertura da terra AR – Umari / AM.....	137
Tabela 3.12	Dados florísticos de três sistemas agroflorestais do assentamento rural Umari – AM.....	140

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
1.1	OBJETIVOS.....	19
1.2	ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO.....	20
1.3	REVISÃO DE LITERATURA.....	22
1.3.1	Teorias e conceitos.....	22
1.3.1.1	Proposição conceitual das expressões uso e cobertura da terra.....	23
1.3.1.2	Problemática: os grandes projetos de desenvolvimento regional e a mudança no uso da terra no sul do Amazonas.....	25
1.3.1.3	Classificação dos sistemas agroflorestais enquanto categoria de uso e cobertura da terra.....	29
1.3.2	Gênese de solos tropicais.....	34
1.3.2.1	Formação dos solos sul amazônicos.....	34
1.3.2.2	Indicadores de qualidade de solo e a sustentabilidade agrícola.....	37
1.3.3	Carbono orgânico.....	42
1.3.3.1	Característica e dinâmica de carbono orgânico no solo.....	42
1.3.3.2	Estágio e distribuição espacial do carbono orgânico no solo.....	43
1.3.3.3	Mudança no uso da terra e o estoque de carbono orgânico do solo Amazônico.....	46
1.3.4	Mercúrio em solo.....	51
1.3.4.1	Característica geoquímica do mercúrio no ambiente em escala global.....	51
1.3.4.2	Crescimento econômico e o uso do mercúrio no território brasileiro.....	52
1.3.4.3	Sistemas atmosféricos que transportam mercúrio para a bacia hidrográfica do rio Purus / AM.....	57
1.3.4.4	Dinâmica do mercúrio na interface atmosfera-planta-solo.....	63
1.3.5	Geoprocessamento.....	66
1.3.5.1	Análise espacial de dados geográficos.....	66
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	68
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	68
2.1.1	Caracterização geoambiental do Assentamento Rural Umari / AM.....	68
2.2	BASE CARTOGRÁFICA.....	69
2.2.1	Preparação da base cartográfica e processamento digital de imagens de satélite.....	69
2.3	LEVANTAMENTO DE SOLO.....	70

2.3.1	Coleta de solo por perfil pedológico.....	70
2.3.2	Instalação de parcelas fixas e escavação de monólitos.....	71
2.4	INVENTÁRIO FLORÍSTICO.....	73
2.4.1	Descrição florística das áreas experimentais.....	73
2.5	PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS.....	75
2.5.1	Determinação dos teores de matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO).....	75
2.5.2	Análise granulométrica.....	76
2.5.3	Análise de macro nutrientes, pH/H ₂ O e KCl.....	77
2.5.4	Determinação dos teores de mercúrio em solo.....	77
2.6	MÉTODOS.....	78
2.6.1	Aplicação de métodos de análise espacial.....	78
2.6.2	Análise espacial das variáveis: carbono orgânico, mercúrio e atributos físicos e químicos.....	81
2.6.3	Critérios de interpretação dos índices de correlação espacial.....	83
2.6.4	Análise estatística convencional.....	84
2.6.5	Limites de referência de mercúrio no solo.....	86
3	RESULTADOS.....	87
3.1	CARACTERIZAÇÃO PEDOGEOMORFOLÓGICA E MORFOLÓGICA DE SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NO ASSENTAMENTO RURAL UMARI / AM.....	87
3.1.1	Levantamento de solo em diferentes ambientes geomorfológicos e uso da terra.....	87
3.1.2	Atributos químicos e granulométricos dos perfis de solo.....	91
3.1.3	Caracterização química dos solos sob diferentes usos da terra.....	93
3.2	VARIAÇÕES DOS INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO..	97
3.2.1	Variabilidade tempore-espacial dos atributos físicos, químicos e dos estoques de carbono orgânico do solo.....	97
3.2.2	Densidade aparente, teores e totais de carbono e nitrogênio do solo.....	101
3.2.3	Os estoques de carbono orgânico e nitrogênio em solo sob diferentes sistemas de uso de cobertura da terra.....	104
3.2.4	Variabilidade espacial dos estoques de carbono orgânico do solo	107
3.3	VARIAÇÕES DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM SOLO.....	112
3.3.1	Concentrações de mercúrio na matriz solo em diferentes sistemas de uso e cobertura da terra.....	112
3.3.2	Correlação espacial das concentrações de mercúrio do solo em	118

	diferentes usos e cobertura da terra.....	
3.4	DISCUSSÕES.....	123
3.4.1	Sistemas agroflorestais (SAF's) e a recuperação da qualidade do solo.....	123
3.4.2	Sistemas agroflorestais (SAF's) promovem incremento de carbono orgânico no ecossistema solo.....	126
3.4.3	Correlação espacial de atributos químicos e estoque de carbono do solo sob sistemas agroflorestais (SAF's), agricultura, pastagem e floresta nativa.....	128
3.4.4	Conversão da área de agricultura itinerante em sistemas agroflorestais e a retenção de mercúrio no solo.....	130
3.4.5	Retenção de mercúrio no solo sob floresta nativa.....	133
3.4.6	Dinâmica espacial de mercúrio e carbono orgânico em sistema agroflorestal.....	135
	CONCLUSÃO.....	145
	Recomendações.....	146
	REFERÊNCIAS.....	147

1 INTRODUÇÃO

O Amazonas é um dos estados da federação que compõem a Amazônia Legal, e possui um peculiar histórico de ocupação e exploração dos recursos naturais. O interesse pelos bens naturais dessa região teve início no século XVI, com a penetração de exploradores a serviço da Coroa Portuguesa e Espanhola. Estes buscavam mão de obra, metais, pedras preciosas, e especiarias. Mais tarde, no século XIX, houve o surgimento da demanda de borracha nativa no mercado internacional. Este produto estimulou à extração de látex na Amazônia, em especial os vales dos rios Tapajós, Madeira, Purus, Juruá entre outros.

O crescimento da atividade extrativista gomífera promoveu a migração de milhares de famílias nordestinas de outras regiões do país para trabalhar no corte da seringa na floresta tropical úmida brasileira, acontecimento que marcou um relativo desenvolvimento regional, historicamente reconhecido como, primeiro ciclo econômico da borracha.

O período que compreende o início do primeiro ciclo da borracha, até os anos 1960, é marcado de certa forma pela preservação da cobertura vegetal nativa no sul do Amazonas, uma vez que os modos de exploração dos recursos naturais praticados pelo caboclo amazônico, povos indígenas e migrantes nordestinos era de baixo impacto ambiental (SOARES, 2009).

Este cenário começou a mudar na década de 1970, em virtude da implantação do Programa de Integração Nacional – PIN. Programa que tinha como área prioritária no Amazonas, a microrregião o médio rio Purus entre outras microrregiões. O objetivo do governo Federal ao lançar o PIN era distribuir terra e crédito subsidiado a colonos do complexo nordestino e do sul do país. A execução deste plano de política pública motivou um segundo processo migratório interno de agricultores, com e sem experiência no trato da terra para a zona rural sul amazonense. O incremento populacional expressivo contribuiu sobremaneira para o aumento na destruição de uma parcela significativa da floresta nas décadas subsequentes na região (FERREIRA et al., 2005).

O plano estratégico de desenvolvimento agrícola regional do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA, executado parcialmente no sul do Amazonas, previa a implantação a cada 10 km uma agrovila, ao longo da rodovia Transamazônica (BR 230 que interliga Cabedelo – PB a Lábrea – AM). Além da agrovila, o governo estabeleceu a cada 50 km uma agropólis, e uma rurópolis teoricamente a uma distância regular de 150 km. Com essa infraestrutura o governo federal pretendia assentar oficiosamente 100.000 famílias em lotes de 100, 250 e 1000 hectares (GOODLAND e IRWIN, 1975).

As primeiras agrovilas construídas na Transamazônica, foram implantadas em trechos de solo com razoável fertilidade natural na área do Projeto Integrado de Colonização Marabá, estado do Pará. Nesta área os colonos obtiveram nas duas primeiras safras, depois do corte e queima da floresta nativa, uma significativa produção. A produtividade da terra no plantio de grãos (arroz, milho e feijão) deu margem para o agricultor transamazônico aumentar a área de plantio por meio do manejo do corte e queima da floresta nativa. Porém, os colonos perceberam que na terceira safra, o rendimento da produção de grãos declinava de forma acentuada. A pobreza geoquímica do solo entre outros fatores inviabilizou a permanência do colono na agrovila e, a continuidade do programa de desenvolvimento agrícola ao longo da transamazônica. Prova disso é a inexistência de agrovilas, agrópolis e rurópolis no trecho da BR 230 entre Lábrea – AM e Humaitá – AM.

Por meio do "Programa Avança Brasil" e "Programa Aceleração do Crescimento (PAC)" o governo federal evidenciou o interesse em reconstruir a rodovia BR 319 (reabertura prevista para o ano de 2012), assim como abrir e manter as estradas laterais, a exemplo da BR 230 (Humaitá - Lábrea) e AM 366 (interligação BR 319 a Tapauá - AM a Tefé - AM) (FEARNSIDE et al., 2009). Esta notícia despertou nos investidores do centro sul do país o interesse por extensas áreas de terra ao longo destes eixos rodoviários. A proposta de reativação dessas rodovias tem propiciado o aumento do fluxo migratório de agricultores de outros projetos de assentamentos para a microrregião do médio rio Purus, reconhecida como a nova fronteira agrícola da Amazônia.

O fracasso do modelo de colonização ocorrido nos anos setenta do século XX em alguns trechos da Transamazônica e as experiências semelhantes vivenciadas em outras partes da Amazônia Legal (Mato Grosso, Pará e Rondônia), que resultaram em um padrão de degradação ambiental sem precedente, com sérios efeitos ambientais (elevação das concentrações de Gases do Efeito Estufa - GEE, contaminação do solo e da água por metais pesados e agrotóxicos, etc.), alguns irreversíveis a curto e médio prazo, não foram suficientes para promover mudanças nos modelos de desenvolvimento, uso, ocupação e perda da cobertura da terra na região. Os mesmos prosseguem agora no sul do Amazonas, em direção ao extremo oeste amazônico, região tida como a última fronteira de recursos naturais preservados na bacia Amazônica.

No contexto dessa discussão, atualmente, a microrregião do médio Purus tem experimentado um relativo desenvolvimento agropecuário, com destaque para os municípios

de Boca do Acre e Lábrea. Ao mesmo tempo, vem concentrando a maior parte do aumento do desmatamento no estado do Amazonas.

Os problemas ambientais que emanam do desmatamento em nível regional são múltiplos e incluem fragmentação florestal e perda de *habitat* de diferentes espécies da fauna e flora, que resultam na redução da diversidade de produtos que a floresta preservada oferece. Arelado a estes estão as emissões e remobilizações de GEE e metais pesados, em particular o mercúrio. Neste sentido, a presente tese busca resposta para a seguinte questão: qual sistema de uso e cobertura da terra é mais indicado para garantir a sustentabilidade do homem amazônico e a conservação do ecossistema do solo? Tendo este, a função de manter parte dos processos de ciclagem biogeoquímica dos nutrientes, estocagem e regulação natural de emissões e remissões de Gases do Efeito Estufa - GEE e de metais pesados.

A manutenção da cobertura floresta primária determina em grande parte o estabelecimento da comunidade florística e faunística sob e no interior do ecossistema solo, especialmente em ambientes tropicais. Porém, esta não é uma peculiaridade única e exclusiva da floresta. Há algumas categorias de agroecossistema, apesar de produzidos pelo homem guardam algumas funções ecológicas da floresta preservada, tais como: ciclagem de nutriente, diversidade de espécies e heterogeneidade de *habitat*, retenção, atenuação e degradação de substâncias agroquímicas e industriais, nocivas à saúde do ambiente.

Partindo desse pressuposto a principal hipótese desse trabalho é de que o sistema agroflorestal (SAF), enquanto categoria de uso e cobertura da terra, em especial a classe que Integra Lavoura – Floresta (ILF), é o sistema mais indicado para garantir a sustentabilidade atual e futura do homem amazônico, assim como, a conservação dos recursos naturais sobre e no interior do ecossistema solo na região sul amazônica.

1.1 OBJETIVOS

Analisar em diferentes categorias de uso e cobertura da terra o comportamento biogeoquímico do carbono orgânico e do mercúrio total enquanto potenciais indicadores de qualidade ambiental do ecossistema solo sob vegetação nativa e cultivada no assentamento rural Umari, Lábrea sul do Amazonas.

Quatro objetivos específicos foram delineados:

1. Levantar as categorias e classes de uso e cobertura da terra no assentamento rural Umari / AM;

2. Quantificar os teores de carbono orgânico no solo amostrado nos principais sistemas de uso e cobertura da terra no assentamento rural Umari / AM.
3. Determinar as concentrações de mercúrio no solo amostrado nos diferentes sistemas de uso e cobertura da terra no assentamento rural Umari / AM;
4. Determinar os atributos físicos, químicos e biológicos nos principais sistemas de uso e cobertura da terra no assentamento rural Umari/ AM.

1.2 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

Esta tese foi organizado em 3 capítulos. O primeiro, introdução, onde se apresenta uma visão geral quanto ao trabalho desenvolvido. Também, é feita a exposição do problema, explicitando os principais fatores de transformação recente da paisagem sul amazônica, motivados pelo processo de ocupação (modelos de desenvolvimento regional) e suas consequências à conservação dos recursos naturais no assentamento rural Umari / AM. Ainda, neste capítulo é apresentada a hipótese testada e o delineamento dos objetivos.

Na sequência (primeiro Capítulo) é apresentada a revisão de literatura referente a temática do trabalho, que foi dividido em quatro seções. Na primeira seção são discutidos os aspectos conceituais que permeiam a expressão uso e cobertura da terra e são apresentados os grandes projetos de desenvolvimento regional bem como, suas implicações socioeconômicas e ambientais no sul da bacia Amazônica. Ainda, nesta seção é apresentada as classes de uso da terra que compõem a categoria sistema agroflorestal. Na segunda seção deste capítulo, são apresentados os processos de formação de solo, os indicadores de qualidades de solo e sustentabilidade agrícola. Na terceira seção é apresentada as características químicas e dinâmica do carbono orgânico no ecossistema solo, estágio, distribuição espacial e estoque de carbono orgânico do solo. Na quarta seção apresentamos uma reflexão sobre a presença do mercúrio no meio ambiente em escala global. Em seguida discutimos o uso do mercúrio no setor industrial brasileira o seu declínio, em virtude da política nacional de meio ambiente e a ascensão do uso desse metal pesado na atividade de mineração aurífera artesanal na Amazônia. Na sequência são apresentados os mecanismos atmosféricos de transporte e deposição de mercúrio na interface atmosfera – planta – solo no assentamento rural Umari / AM.

No segundo Capítulo, é apresentada a área de estudo e os procedimentos metodológicos e métodos de análises. Este foi dividido em quatro seções, na seção 2.2 abordamos os procedimentos de preparação da base cartográfica e processamento das imagens

que subsidiaram a escolha da área de estudo, instalação das unidades experimentais e escavação dos perfis e monólitos de solo. Na seção 2.3 e 2.4 apresentamos levantamento de solo o inventário florístico das áreas experimentais. Em seguida na seção 2.5 são apresentados todos os procedimentos laboratoriais, tais como: determinação dos teores de matéria orgânica e carbono orgânico, análise granulométrica, macro e micro nutrientes e concentração de mercúrio. Finalizando este capítulo, na seção 2.6 é apresentado o detalhamento do método de análise espacial e todas as rotinas de transformação dos dados alfanuméricos em espaciais temáticos pertinentes ao tema do trabalho.

O terceiro capítulo é dedicado a apresentação dos dados primários e as discussões dos resultados. Este foi subdividido em cinco seções. Na seção 3.1 é apresentada a caracterização pedogeomorfológica e morfológica de solo do assentamento rural Umari / AM. Na seção 3.2 as variações tempore-espaciais dos indicadores de qualidade de solo. Na sequência, na seção 3.3 são apresentados os resultados das concentrações de mercúrio na matriz solo e as correlações espaciais de mercúrio e carbono orgânico do solo em diferentes usos e cobertura da terra. A seção 3.4 trás a discussão dos resultados sobre a recuperação da qualidade do solo e a dinâmica de carbono e mercúrio em solo sob sistemas agroflorestais, agricultura itinerante, pastagem e floresta nativa.

A última seção encerra o trabalho e faz uma síntese dos principais resultados obtidos e discutidos, tendo em vista os objetivos propostos no projeto de tese e citado na seção 1.1 deste capítulo. Ainda no capítulo 3, algumas conclusões são colocadas bem como, as recomendações são feitas enfatizando a importância dos sistemas agroflorestais em programas de desenvolvimento regional no sul do Amazonas.

1.3 REVISÃO DE LITERATURA

1.3.1 Teorias e conceitos

Compreender a dinâmica espaço-temporal de metais traços, carbono orgânico e, atributos físico, químicos e biológicos do solo em diferentes sistemas de uso e cobertura da terra no ambiente sul Amazônico, tendo como unidade territorial de análise a área do assentamento rural Umari / AM, se faz necessário partir do princípio que a paisagem atual deste espaço rural é resultado do modelo de desenvolvimento regional implantado recentemente pelo homem e, da capacidade que a natureza dispõe para garantir um ambiente ecologicamente equilibrado, dinâmico e diversificado.

Neste estudo cujo tema central é pesquisar qual sistema de uso de terra é mais indicado para garantir a sustentabilidade do homem sul-amazônico, sem que este interfira na evolução natural dos processos de diversidade biológica (fauna e flora) e nas estruturas biogeoquímicas que regulam os estoques de metais traços (emissão e re-emissão), carbono e nutrientes do solo; é importante entender a essência do conceito de uso da terra, mudança de uso e cobertura da terra e atributos físicos, químicos e biológicos como indicadores de qualidade de solo. Também, é conveniente compreender o processo histórico que envolve o uso de metais pesados pelo homem Amazônico, a exemplo do mercúrio usado no processo de desenvolvimento regional, bem como as polêmicas e as contradições a respeito do ciclo biogeoquímico de metais traços em escala global, regional e local, relacionada a manutenção a vida e à saúde do ambiente sul amazônico.

É de fundamental importância, ainda como forma de preparar o leitor para as análises a serem desenvolvidas, começar explorando do ponto de vista científico, as expressões uso da terra e cobertura da terra e, sua importância para sociedade humana. Esta última, devido o avanço da conversão da floresta tropical (escala mundial e nacional) em área de produção de alimentos com baixo uso e consumo de insumos passou a constituir o objeto de estudo de vários ramos das ciências sociais, naturais, humanas e exatas; com destaque à Agronomia, Pedologia, Engenharia Agrícola Engenharia Florestal, Geoeecologia e principalmente na Geografia Física, já que emanam da mudança do uso e cobertura da terra diversos processos

que interferem no equilíbrio dinâmico da paisagem¹; tema que trataremos com maior propriedade neste capítulo.

1.3.1.1 Proposição conceitual das expressões uso da terra e cobertura da terra

A expressão “uso da terra” foi idealizada nas ciências sociais para designar as diferentes formas de utilização da terra pelo homem. Esta tem sido empregada de maneira genérica para distinguir as diversas formas de ocupação do espaço ou paisagem, rural e urbano pelo homem. Já o termo “cobertura da terra” tem origem nas ciências naturais e denota o estado geofísico e biofísico natural que recobre a superfície da Terra. Na paisagem natural, esta relaciona-se, por exemplo com a quantidade e o tipo de vegetação, corpos hídricos continentais e embasamento geológico superficiais (SOKOLONSKI, 1999; ESCADA, 2003).

Palmieri e Larach (1996) esclarecem que o conceito de uso do solo largamente utilizado pelas ciências exatas e da terra, possui significado mais restrito, já que este faz referência a palavra solo (pedon), que por definição relaciona-se a um conjunto de corpos naturais tridimensionais resultantes da ação integrada dos elementos do meio físico (abiótico) contendo organismos vivos (bióticas) com capacidade de suportar vegetais de grande porte (plantas). Enquanto a expressão “uso da terra” formada pela palavra primitiva terra, possui significado mais abrangente, podendo ser compreendida também por solo e os vários atributos existentes em uma área e / ou região geográfica, tal como substratos geológicos, hidrológicos e fitogeográficos, além de resultados das atividades sociais, econômicas e culturais desenvolvidas pelo homem.

Frequentemente algumas literaturas consideram a expressão uso da terra como a forma pela qual o espaço está sendo ocupado pelo homem, ou seja, a utilização cultural da terra, enquanto a cobertura da terra é todo o tipo de revestimento natural ou artificial que cobrir determinado uso da terra (NASCIMENTO e GARCIA, 2004).

Há estudos que empregam o termo uso da terra para designar a forma pela qual o espaço é ocupado e organizado (ordenamento territorial ou zoneamento territorial), considerando tantos os elementos do meio físico natural quanto as atividades que vêm sendo desenvolvidas pelo homem numa determinada região geográfica. Outros consideram o uso da terra como um dos meios de produção de gêneros alimentícios e matéria prima, devendo ser

¹ Refiro a concepção de paisagem de Mendonça (2001, p.47) e Santos (2008, p.71), ao estabelecerem que a paisagem é um conjunto heterôgeneo de elementos e / ou formas naturais e humanizadas. Esta é formada por frações de ambas, seja quanto a dimensão, volume, cor, utilidade, ou por qualquer outro critério.

conduzido através de técnicas que proporcionem a sustentabilidade das atividades produtivas para garantir o equilíbrio ambiental dos agroecossistemas (OLIVEIRA, 2000).

Briassoulis (1999) estudando as mudanças de uso e cobertura do solo argumenta que o termo “uso do solo” refere-se aos propósitos humanos cuja finalidade é ocupar um segmento da superfície terrestre, agregada a uma dada cobertura, por exemplo: criação de gado, áreas residenciais, unidades de conservação e áreas agrícolas. Neste caso uma única classe de cobertura da terra pode suportar inúmeros usos e ao mesmo tempo um único sistema de uso pode incluir diversas coberturas, podendo combinar áreas de agricultura de corte e queima com coleta de lenha, bem como áreas de recreação com a preservação da vida silvestre.

A partir das reflexões teóricas apresentadas, compreende-se que as expressões “uso da terra” e “uso do solo”, apesar da distinção semântica e conceitual estão fortemente relacionadas, uma vez que as atividades desenvolvidas pelo homem em sua maioria ocupam uma porção do espaço sob um determinado tipo de solo ou pedoambiente, independente dos aspectos naturais e artificiais que neste predominam.

Neste estudo, o termo uso da terra, é mais apropriado devido a sua abrangência conceitual, pois a busca pelo sistema de produção agrícola que garanta a sustentabilidade do homem sul-amazônico, envolver uma relação complexa de poder, imposto pelo modelo capitalista de produção, onde o campo encontra-se subordinado as decisões, políticas, sociais e ambientais definidas na cidade.

A percepção de subordinação do campo pela cidade é visível, basta imaginar que cada programa de desenvolvimento adotado pelo governo, produz um padrão tipológico de uso da terra (pastagem, agricultura, abertura de rodovias, mineração entre outros) por sua vez um tipo específico de cobertura da terra que é reflexo das ações governamentais durante o processo de execução de programas de desenvolvimento regional. Estes, independentes do espaço geográfico (urbano ou rural) que venha ser implementado provocam mudanças no tipo de cobertura da terra e na paisagem.

As mudanças de uso e cobertura da terra no sul da Amazônia podem ser de dois tipos: conversão e modificação. A “conversão” refere-se a troca de uma classe de uso e cobertura da terra por outra classe da mesma categoria; por exemplo, uma área de agricultura itinerante ou de corte e queima (roça de mandioca do caboclo amazônico) é convertida em campo (pastagem), destinado a criação extensiva de gado de corte e leite (BRIASSOULIS, 1999).

A mudança por “modificação” envolve a transformação total ou parcial de estrutura, função e composição florística da cobertura da terra. Portanto, a mudança por “modificação” envolve a troca de categoria de uso e cobertura (BRIASSOULIS, 1999). Em ambos os casos, a fonte de alteração direta do ambiente físico são as ações humanas, motivadas por razões econômicas e interesses políticos (ESCADA, 2003; LINHARES et al., 2014).

É importante enfatizar, que ao longo dos últimos cinquenta anos foram implementados inúmeros programas² de desenvolvimento regional na Amazônia, a exemplo do Plano Nacional de Integração – PIN (1970), Programa de Redistribuição de Terras e Estímulo à Agroindústria do Norte e Nordeste – PROTERRA (1970), Programa de Pólos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia - POLOAMAZÔNIA (1974), POLONOROESTE (1981), Projeto Calha Norte – PCN (1985), Programa Brasil em Ação – PBA (1996 – 1999), Programa Avança Brasil – PAB (2000 a 2003), Programa Aceleração do Crescimento – PAC1 (2007 – 2010) e PAC2 (2011 – 2014). Todos esses programas trouxeram melhorias infraestruturais, as condições de vida do povo amazônico. Mas, também produziram mudanças, por conversão e modificação na cobertura da terra na região amazônica (TURNER e MEYER, 1994; BECKER, 1998; FEARNSSIDE e GRAÇA, 2009).

1.3.1.2 Problemática: os grandes projetos de desenvolvimento regional e a mudança no uso da terra no sul do Amazonas

A região hidrográfica amazônica é formada por uma área de $\cong 3.869.953$ km², extensão que corresponde a 45% do território nacional e é reconhecida pela sua extraordinária diversidade ambiental (BRASIL, 2003). No Cenário Amazônico esta região é formada por 19 sub-regiões hidrográficas, onde as de maior importância socioeconômica e ambiental são as bacias dos rios: Madeira, Negro, Japurá, Juruá e Purus (MASSON, 2005).

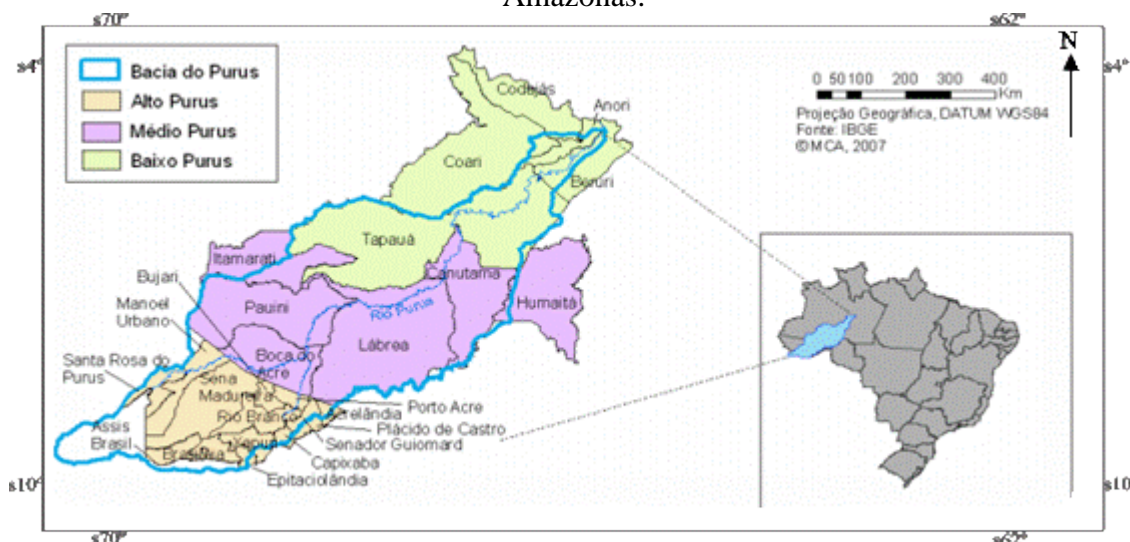
O rio Purus tem as suas nascentes nas colinas do arco Fitzcarrald, região formada pelas florestas de terras baixas peruana dos estados de Ucayali e Madre de Dios. Percorre cerca de 3.380 km, do território brasileiro até encontrar o rio Solimões. É classificado como um rio de água branca ou barrenta com padrão meândrico, rica em sedimentos andinos (SIOLI, 1991; VALLAMIZAR et al., 2011).

A bacia hidrográfica do rio Purus, possui uma área de 375.000 km², deste total, 90% encontra-se em território brasileiro e 10% no Peru. Entre as sub-regiões hidrográficas sul Amazônicas, está se destaca, já que suas microrregiões (Baixo, Médio e Alto Purus)

² O Banco Internacional para a (Re)construção e o Desenvolvimento (BIRD), considera o plano aplicável à economia em escala nacional e regional, enquanto o programa se destina a determinado setor (MIGLIOLI, 1982).

apresentam peculiaridades no histórico de ocupação populacional, desenvolvimento regional e uso dos recursos naturais (Figura 1.1). Porém, as transformações recentes da paisagem natural estão concentrando-se no médio rio Purus, em especial, no espaço rural do município de Lábrea – AM (GOULDING et al., 2003; SILVA et al., 2013).

Figura 1.1 – Divisão das microrregiões da Bacia hidrográfica do rio Purus – Sul do Amazonas.



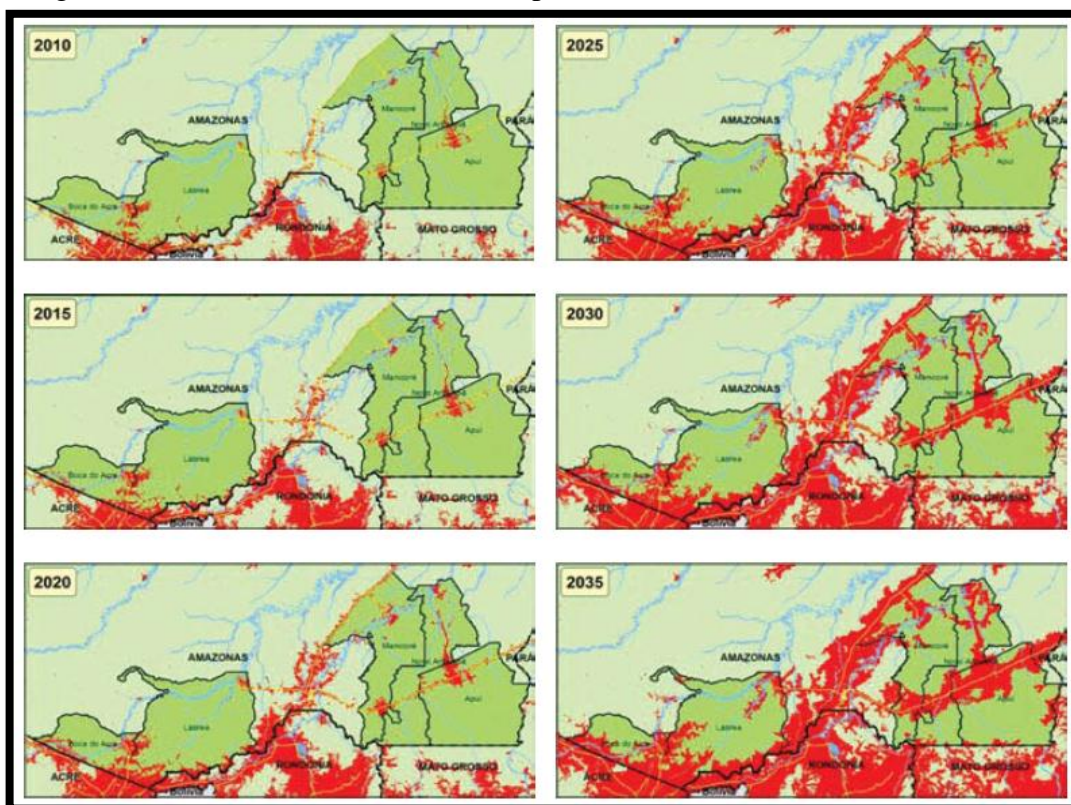
Fonte: Vallamizar et al. (2011)

As mudanças da paisagem natural em curso, no sul do Amazonas, são resultado do modelo de desenvolvimento regional, iniciado pelo governo militar a partir de 1960. E de forma mais marcante na década de 1970, quando através do Plano de Integração Nacional – PIN, Estado brasileiro realizou diversos investimentos em obras infra estruturais na região, a exemplo da construção da rodovia Transamazônica (BR-230), pavimentação da rodovia BR-319, implantação de colônias agrícolas, construção de aeroporto e porto fluvial municipal. A realização destas tinham o objetivo estimular a integração da região sul amazônica à economia nacional, através da expansão de capital destinado a produção de matéria-prima (vegetal e mineral) essenciais para as indústrias do centro-sul do país (SOARES, 2009).

O plano de reconstrução e pavimentação BR 319 (abandonada desde 1988), que interligará as cidades de Manaus - AM e Porto Velho - RO, cortando de norte a sul o interflúvio Purus - Madeira, está em fase de licenciamento Ambiental no Instituto Nacional do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Assim como as obras de recuperação da rodovia Transamazônica, com objetivo de tornar transitável durante todo ano o trecho da BR 230 que interliga as cidades de Lábrea / AM e Humaitá / AM, cortando no sentido leste-noroeste as sete grandes bacias que formam a rede de drenagem deste

interflúvio, já é uma realidade. Por conseguinte, o prognóstico apresentado nas pesquisas de Soares-Filho et al. (2005) e Maldonado et al. (2013), sobre o crescimento acelerado do desmatamento na região sul amazônica com a consolidação dessas obras infra estruturais, torna-se um fato possível (Figura 1.2).

Figura 1.2 – Cenário de desmatamento para o Sul da Amazônia de 2010 a 2035.



Fonte: Soares Filho et al. (2005, p.145)

Ante isso as discussões da viabilidade ambiental desses empreendimentos são motivos de preocupação pela comunidade científica. Pois a "blindagem" implantada pelo Estado através da criação de um conjunto de áreas de proteção integral de uso direto e indireto e de desenvolvimento sustentável, ao longo da BR 319 e BR 230, com a finalidade de frear o fluxo migratório, a grilagem de terras públicas sem destinação e a devastação da floresta ombrófila aberta e enclave de cerrado em direção a porção Centro-Oeste da bacia hidrográfica do rio Purus e Juruá, pode não atender o propósito para o qual foram criadas (FERREIRA et al., 2005; FEARNSSIDE, 2009).

Yanai et al. (2011) avaliaram a variação espacial do desmatamento no sul do Amazonas através do modelo AGROECO. A partir dos resultados argumentam que o desflorestamento na área da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Juma não irá

avançar e comprometer a cobertura florestal da reserva, pois o padrão de desmatamento se concentrará nas proximidades das estradas vicinais.

Todavia, Vitel et al. (2009) ao analisarem o efeito da criação de áreas protegidas estaduais e federais, no sul e sudoeste amazônico (Reservas Extrativistas do Ituxi e Médio Purus, Floresta Nacional do Iquiri, Parque Nacional no Mapinguari e Balata Tufari), instituídas com intuito de frear o desflorestamento e para minimizar os impactos ambientais da reconstrução da BR 319 e recuperação BR 230, concluíram, com os resultados da modelagem, que as áreas protegidas federais são eficientes para inibir a perda da cobertura florestal. No entanto, as unidades de Desenvolvimento Sustentável criadas pelo estado são menos efetivas para conter o desmatamento no sul do Amazonas, quando comparadas com as federais.

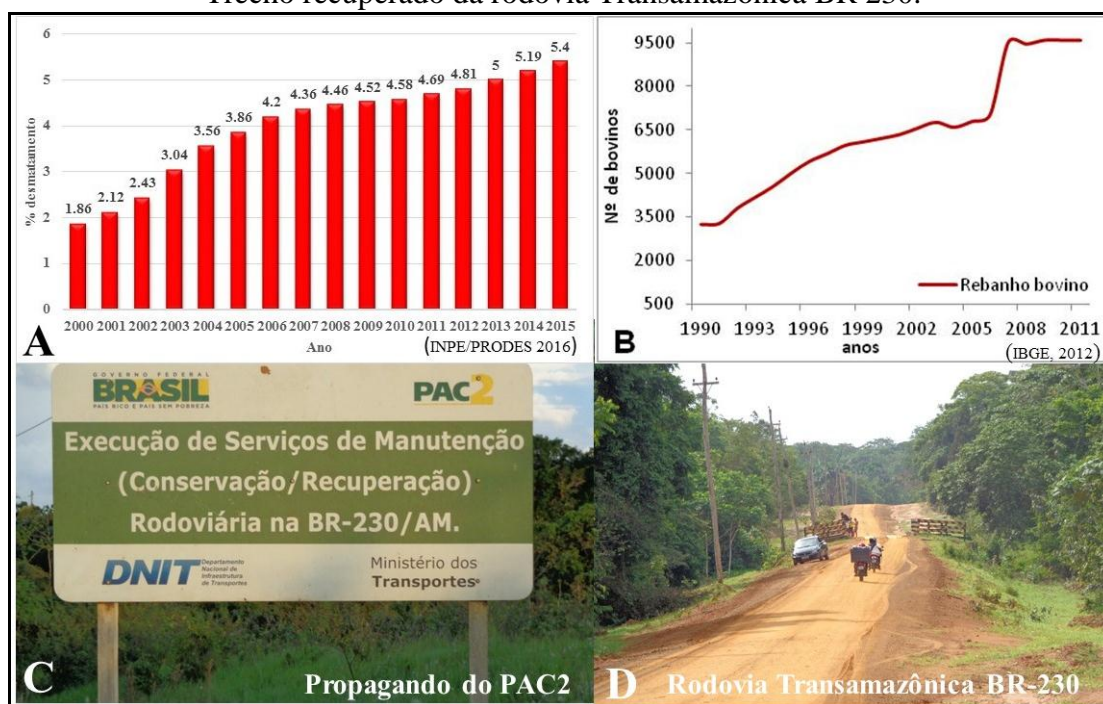
Com base nos dados do Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Amazônia - IDESAM o município de Lábrea vem se consolidando como a nova fronteira agropecuária. E por isso tem apresentado a maior parte das novas frentes de desmatamento no Amazonas, em especial na porção sul do município e às margens da rodovia Transamazônica, no interior da sub-bacia hidrográfica do rio Pacιά (Figura 1.3). Por esse motivo, o município foi inserido no plano de Monitoramento, Controle e prevenção do Desmatamento e Queimadas - PRO-ARCO (MACEDO et al., 2009; CENAMO et al., 2011).

Para Margullis (2003), consultor do banco mundial, as evidências sobre os desmatamentos e mudanças de uso da terra nas áreas de fronteira agrícola da Amazônia demonstram que a pecuária bovina é a principal atividade econômica na região e que são os médios e grandes pecuaristas os maiores responsáveis pelos desmatamentos. Os pequenos proprietários atuam como fornecedores de mão de obra ou agentes. Ainda, esclarece, que as condições geoambientais da Amazônia Ocidental – no qual, a predominância de floresta ombrófila densa e aberta sob altos índices de pluviosidade - tornam a pecuária e a agricultura convencional praticamente, inviáveis. E reafirma, existem inúmeras alternativas agrícolas que são sustentáveis. É possível que o consultor esteja referindo-se ao sistema agrossilvopastoril (SAF) e sistema integração lavoura – pecuária – floresta (ILPF), que poderiam substituir a pecuária convencional, gerando maiores benefícios social, econômica e ambiental.

Os efeitos do avanço da derrubada da floresta para implantação de área de lavoura e pastagem na nova fronteira agrícola sul amazonense são reais. Derivam da perda de cobertura florestal entre outros processos de degradação dos recursos naturais, a perda de solo, a redução do potencial produtivo e a alteração no ciclo biogeoquímico de carbono e metais

traços; assim como o decréscimo de diversidade biológica e a extinção de espécies da fauna e flora. Dentre estas implicações ambientais, atualmente requer atenção técnico / científica a perda da qualidade de solo, devido às mudanças no sistema de uso e cobertura da terra, portanto, na interação atmosfera-plantasolo.

Figura 1.3 – (A): Percentual de área desmatamento entre 2000 e 2013 do município de Lábrea – AM. (B) Rebanho bovino do município de Lábrea entre 1990 e 2011. (C) Placa de propaganda de obras do Programa Aceleração do Crescimento(PAC2). (D) Trecho recuperado da rodovia Transamazônica BR 230.



Fonte: (A) INPE (2015); (B) IBGE (2015) e (C e D) foto de Joiada, Linhares (2015).

1.3.1.3 Classificação dos sistemas agroflorestais enquanto categoria de uso e cobertura da terra

O Brasil é um dos Países signatários da Conversão Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (CQNUMC), por isso tem o compromisso de realizar periodicamente em todo o território nacional o levantamento sobre a origem das emissões antrópicas, por fontes e remoções por sumidouros de gases de efeito estufa – GEE, não controladas pelo protocolo de Montreal (BRASIL, 2010).

O último relatório apresentado ao Comitê Internacional sobre Mudanças Climáticas (CIMC) indicou que nas últimas décadas as mudanças no uso e cobertura da terra, em particular a derrubada da floresta Amazônica para formação de pastagem e lavoura,

representaram a maior parcela das emissões líquidas de dióxido de carbono (CO₂) e aumento da emissão de metano (CH₄).

O Aumento de metano (CH₄) na atmosfera são decorrentes da fermentação entérica (eructação) do rebanho de ruminantes, quase em sua totalidade associado ao gado bovino, do qual o Brasil possui o segundo maior rebanho do mundo, com um aumento significativo no número de cabeças na Amazônia Legal, em virtude do desmatamento nas novas áreas de fronteira agropecuária, a exemplo dos municípios de Lábrea, Boca do Acre e Pauini, situados na microrregião do médio rio Purus. Estes aumentos preocupam os ambientalistas, uma vez que estes gases do efeito estufa – GEE emitidos no território Nacional e demais países vêm causado o aquecimento do planeta e desequilíbrios climáticos, como aumento das chuvas em uma região e secas em outras (BRASIL, 2010).

O governo Federal visando atingir a meta de redução de 36.1% das emissões de GEE firmada durante a 15^a Conferência das Parte (COP-15), realizada na cidade de Copenhague (Dinamarca), criou recentemente o Programa Agricultura de Baixo Carbono – ABC. Este associado ao aumento da renda do produtor tem como prioridade incentivar os produtores rurais a adotar tecnologias de produção agrícola sustentável que possibilite a redução de GEE. Fazem parte desse programa as seguintes tecnologias: sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), florestamento e reflorestamento de áreas degradadas com espécies nativas, sistemas de plantio direto (SPD) e sistemas agroflorestais (SAF's) (TORRES et al., 2014).

Dentre estas tecnologias, os sistemas agroflorestais são classes de uso, manejo e cobertura da terra, que envolvem a utilização deliberada de espécies arbóreas ou arbustivas, plantadas em associação com cultivos agrícolas, pastagem e / ou criação de animais, bem como integram o conjunto de sistemas agrícolas que mais contribuem no sequestro e armazenamento de carbono acima e abaixo do solo (TORRES. et al., 2014).

Uma definição mais ampla é apresentada nos estudos de Götsh (1995, p.2) que considera o SAF como “um sistema de produção agrícola composto por duas ou mais espécies vegetais, incluindo plantas indesejadas de regeneração sem valor comercial”. Já Dubois (1996) em sua obra intitulada “manual agroflorestal para à Amazônia” afirma que um agroecossistema é considerado SAF quando inclui, pelo menos, uma espécie florestal arbórea ou arbustiva. O plantio dessa espécie florestal silvestre poder ser combinada com uma ou mais espécie agrícola de porte médio, proveniente de processo de domesticação ou de melhoramento genético pertencente ao grupo de espécies agrícolas perenes.

Para Santos et al. (2004), o sistema agroflorestral é um sistema agrícola que integra espécies florestais e agrícolas, este é visto como uma alternativa de uso da terra capaz de frear o desmatamento em pequena propriedade, já que o SAF interrompe a predominância do ciclo da agricultura migratório e da pecuária extensiva, praticada pelos produtores rurais na Amazônia. Além disso, o SAF presta vários “serviços ambientais”³ a sociedade, a exemplo da absorção CO₂, polinização de plantas frutíferas, retenção de poluentes pesados, melhoria da fertilidade do solo e estocagem de carbono orgânico em diferentes compartimentos do solo. Estes dois últimos são vistos como os mais nobres serviços ambientais de suporte prestado pelo sistema agroflorestral.

Na literatura é possível encontrar várias classificações de sistemas agroflorestrais⁴. Uma das mais difundidas pelas ciências naturais foi proposta de Dubois (1996) uma vez que estabelece seis classes distintas de SAF's, praticados pelos povos amazônicos, tais como: quintal agroflorestral, agroflorestra, consócio agroflorestral comercial, sistema taunguia, sistema aleias e silvipastoris.

1. O **quintal agroflorestral**⁵ é uma área de produção agrícola situada nos arredores da residência do colono, onde é cultivada uma variedade de espécies agrícolas e florestais, envolvendo também a criação de animais domésticos de pequeno porte ou animais silvestres domesticados. Uma das características mais marcantes desse sistema é permitir ao caboclo amazônida a produção complementar de alimentos e outros recursos para sua manutenção. É raro a produção de excedentes para a venda no mercado local.

2. **Agroflorestra**⁶ corresponde ao sistema agrícola constituído por plantações de espécies florestais permanentes que, ao ser observada de longe assemelha-se a uma floresta tropical nativa. Esta apresenta uma composição bastante diversificada, uma vez que envolve um número considerado de espécies arborescentes e arbustivas, entre as quais espécies nativas e agrícolas perenes. As agroflorestras, geralmente reúnem no mesmo espaço indivíduos de grande e médio porte, compondo pelo menos três estratos vegetais.

³ Entende-se por serviços ambientais os complexos processos de interações que ocorrem no interior do ecossistema entre os componentes bióticos (organismos vivos) e abióticos (componentes físicos e químicos). Estes processos naturais garantem a sobrevivência das espécies de plantas que têm a capacidade de prover bens e serviços que satisfazem direta ou indiretamente as necessidades humanas (GUEDES e SEEHUSEN, 2011).

⁴ Mais informações sobre classificação de sistemas agroflorestrais (SAF's) são citadas por Tolunay et al. (2007, p.43) e NAIR, 1993, p.23)

⁵ Dependendo da região o quintal agroflorestral é também conhecido na Amazônia como quintal miscelânea (Alto e médio rio Negro e rio Solimões), terreiro ou horta familiar.

⁶ As agroflorestras podem ser criadas com diferentes objetivos. Nesse sentido há quatro subclasses: i) agroflorestra de uso múltiplo, ii) agroflorestra para porcos, iii) agroflorestra ciliar e iv) agroflorestra para caça e madeira comercial.

3. **Consócio agroflorestal comercial**, é oriundo da combinação de um número limitado de espécies florestais perenes, em geral menos de dez, plantada e manejada para fins de comercialização. Entre as espécies perenes comerciais destacam-se, o café, o cacau, várias espécies arbóreas que produzem amêndoas ou nozes por exemplo, cupuaçu, castanheira do brasil, e as *Arecaceae* (pupunha, coqueiro, açazeiro, bacaba entre outras). Associa-se a estas, as espécies adjuvantes, que exercem diversas funções ecológicas, como sombreamento, ou proteção as espécies tolerantes a radiação solar, produção e manutenção dos estoques de matéria orgânica e nutrientes do solo, proteger o solo contra os impactos das chuvas, e produção de madeira nobre de alto valor econômico no mercado madeireiro.

4. **Sistema Taunguia**⁷ é um tipo específico de roça, onde cultivos agrícolas de ciclo curto são associados por um tempo limitado, a um plantio homogêneo de espécie madeireiras, visando à formação de uma floresta de rendimento. O taunguia tem por objetivo a produção de madeira em tora para fornece a serrarias, indústrias de papel, celulose e compensados e a outros segmentos industriais que utilizam a madeira com fonte de energia e / ou matéria prima na confecção de outros produtos madeireiros.

5. **O sistema de cultivo em aleias** é um tipo de sistema agroflorestal que de forma simultânea, são cultivados em faixas de 2 a 6 metros de largura, culturas agrícolas separadas por espécies arbóreas e / ou arbustivas na forma de barreiras vivas, constituídas por uma ou mais fileiras densas, formadas por espécies perenes fixadoras de nitrogênios. Os desbastes e podas periódicas das espécies arborescentes favorecem a ciclagem e a incorporação de nutrientes químicos ao solo podendo, assim, elevar a fertilidade do solo cultivado.

6. **Silvipastoris** é uma classe de uso e cobertura da terra nas quais espécies arborescentes e arbustos lenhosos são mantidos ou cultivados com a produção de pastagem e animais, em um mesmo imóvel rural. As espécies arbóreas, arbustivas, gramíneas e leguminosas forrageiras devem reunir determinadas qualidades. Suas folhas devem: a) ser ricas em nutrientes (proteínas, sais minerais) e de fácil digestão pelos animais ruminantes, b) ser palatáveis, ou seja, ter um paladar que agrade em especial os bovinos; c) possibilitar a

⁷ Este sistema foi inventado por engenheiros florestais ingleses há mais de um século e foi utilizado relativamente em grande escala na Índia, Birmânia e Indonésia. Em 1926, o sistema taunguia foi introduzido na Nigéria e poucos anos depois em outros países africanos. Ele começou a ser aplicado no Brasil alguns anos depois da implantação de incentivos fiscais decretados pelo governo federal, para fomentar o reflorestamento em grande escala e tornar o Brasil um dos maiores exportadores de celulose e papel. Veja mais informação sobre esse sistema agroflorestal em: MAFRA, A. L.; MIKLÓS, A. A. W.; VOCURCA, H. L.; HARKAL, Y. A. H.; MENDOZA, E. Produção de fitomassa e atributos químicos do solo sob cultivo em aleias e sob vegetação nativa de cerrado. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 22. p. 43-48, 1998.

alimentação de animais, durante os períodos de estiagem prolongada e; iv) ter uma boa capacidade de resiliência e regeneração de seu tecido foliar (folhagem), depois de desfolhadas pelo rebanho bovino, bubalino, caprino, etc.

É oportuno apresentar uma distinção entre agrofloresta, quintal agroflorestral e consórcio agroflorestral comercial. A diferença entre estas três formas de uso agrícola da terra consiste na diversidade e abundância de espécies lenhosas madeiráveis. Estas espécies são mais frequentes na composição dos sistemas agroflorestrais, sendo muito raras ou incipientes no quintal agroflorestral, onde as mais abundantes são as plantas alimentícias e as frutíferas destinadas a subsistência do agricultor e sua família. Uma outra diferença refere-se a obtenção de renda, o consórcio agroflorestral comercial, como o próprio nome já explicita é praticado com a finalidade de capitalizar o agricultor através de venda de madeira e, outros produtos florestais (amêndoas, óleos essenciais, etc.) e / ou agrícolas produzidos na propriedade pelo agricultor e sua família.

Nas seis classes de sistema agroflorestral há uma forte diversidade de espécies arbóreas e arbustivas, domesticadas perenes e silvestres, cultivada no mesmo espaço de produção agrícola. Neste caso o SAF difere-se de outros sistemas agrícolas, por exemplo da agricultura itinerante ou migratória, pois não há período de abandono para a recomposição da cobertura vegetal (capoeira) com objetivo de melhorar após corte e queima vegetação secundária a fertilidade do solo. A medida que o SAF se desenvolve há um relativo aumento da fertilidade natural através da incorporação de nutrientes proveniente da matéria orgânica, estocada em diferentes estágios de decomposição sob o solo do SAF (DUBOIS, 1996).

Devido à variedade de tipos de sistemas agroflorestrais, há uma série de dúvidas e incertezas, se todas as classes de SAF apresentam os mesmos desempenhos no tocante a atenuação e degradação de poluentes pesados e, capacidade de armazenamento de carbono acima e abaixo do solo. E no caso de resposta positiva, em que nível estes processos ocorrem.

A este respeito, alguns estudos têm demonstrado que o crescimento de espécies arbóreas e arbustivas em regiões de floresta tropical é acentuado, mesmo sob solos pobres em nutrientes a exemplo dos amazônicos. Este crescimento acelerado pode significar uma taxa maior de armazenamento do carbono na biomassa aérea e no solo se comparado aos SAF's implementados em regiões temperadas (NAIR e NAIR, 2003; WODA, 2009; BRANCHER, 2010).

Segundo Nair et al. (2009) a diversidade de espécies vegetais encontradas nos SAF's dificultam o estabelecimento de métodos precisos para a estimativa de carbono estocado na

biomassa acima e no solo. Apesar dessas dificuldades e incertezas, a estimativa de quanto de carbono pode ser estocado nos SAF's é fundamental, para o entendimento do processo de conversão do carbono nesse agroecossistema, bem como no balizamento de políticas públicas, no sentido de incentivar à adoção desse sistema agrícola de uso da terra. Em função disso, é preciso conhecer o potencial de estocagem de carbono entre outros elementos químicos de cada uma das modalidades de SAF, pelo menos, a nível local e regional.

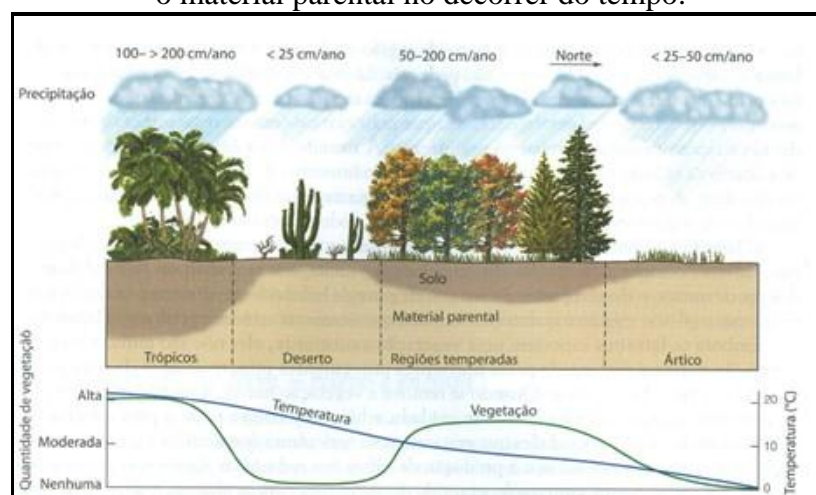
1.3.2 Gênese de solos tropicais

1.3.2.1 Formação dos solos sul amazônicos

O processo de formação dos solos sul-amazônicos, bem como a disposição das propriedades físico-químicas como pH, teor de matéria orgânica e carbono orgânico, textura, cátions trocáveis e metais traços devem ser entendidas sob o ponto de vista do intemperismo químico. Neste aspecto, fatores como: rocha matriz ou material parental, clima, pedofauna, relevo e tempo; são responsáveis pela natureza e qualidade pedogenética do solo na região (SILVA, 1996).

O clima rigoroso da Amazônia, marcado pelas elevadas temperaturas e pluviosidades, e a atividade de organismos que compõem a biota do solo entre outros fatores, são os principais agentes externos e internos de transformação do substrato rochoso em uma espessa camada de solo. Além disso, interações complexas entre os vários fatores pedogenéticos, dão origem aos diversos tipos de solo na paisagem sul amazônica (Figura 1.4).

Figura 1.4 – Representação esquemática dos fatores de formação do solo como uma função entre o clima e a vegetação que altera o material parental no decorrer do tempo.



Fonte: WICANDER MONROE (2009, p.135).

Em função das condições bioclimáticas, que atuam de forma diferenciada sob o material parental ao longo do tempo, é possível reconhecer três importantes classes de processos pedogenéticos no desenvolvimento dos solos sul amazônicos: podzolização ou translocação, latolização ou remoção e hidromorfismo (adição). Dentre estes destacam-se na região podzolização e a latolização (RESENDE, 1982; MAIA e MARMOS, 2010).

A podzolização consiste essencialmente na iluviação da argila (fração < 0,002 mm) herdada do material de origem do horizonte⁸ A (superficial), que ao deslocar-se por gravidade acumula-se no horizonte B (subsuperficial). Se o incremento de argila resultar um gradiente textural significativo em profundidade tem-se um horizonte diagnóstico B textural típico. Faz parte dessa classe de solo, conforme o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (SiBCS) os Argissolos entre outros (SILVA, 1996; SILVA et al., 2014).

A latolização consiste basicamente na remoção progressiva e acentuada de sílica e bases do solo, após transformação do material parental por meio do intemperismo químico em minerais constituintes. Em virtude da lixiviação natural ou antrópica, ocasionada pelas precipitações relativamente elevadas, a lavagem do solo propicia a saturação dos colóides do solo por íons (H^+), sucedendo a formação de solos ácidos e pobres quimicamente (RESENDE, et al., 2007).

Na latolização é rara a ocorrência de iluviação de argila e outros elementos químicos orgânicos e inorgânicos em profundidade. Normalmente é comum a formação de um horizonte diagnóstico mineral bastante intemperizado, evidenciando quase por completo a ausência (> 4%) de minerais primários. Resultam desse processo de pedogênese os Latossolos com horizonte B Latossólicos (RESENDE et al., 2007; SILVA, 1996).

O acúmulo de argilomineral em profundidade é um dos critérios morfológicos que diferem os latossolos dos argissolos. Entretanto, ambas apresentam frequentemente as mesmas propriedades e características químicas (baixíssima soma de base trocáveis, elevada saturação de alumínio (Al), etc.) que determinam a disponibilidade de nutrientes essenciais para o crescimento dos vegetais (EMBRAPA, 2013).

O mapeamento de solo do Brasil: escala 1: 5 000 000, executado em 1981 pelo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos da Embrapa (SNLCS), no qual foi revisado e publicado com uma nova nomenclatura em 2001 pelo Instituto Brasileiro de

⁸ Subseções do perfil do solo, aproximadamente paralelas a superfície do solo, que apresentam características morfológicas e atributos físicos, químicos e mineralógicos suficientemente distintos para individualizá-las segundo critérios morfogenéticos. Vale dizer que quando bem desenvolvido, o solo possui quatro horizontes principais (O, A e B) e um horizonte que compreende a alterita (C) (LEPCH, 2011).

Geografia e Estatística - IBGE e o mapeamento digital (escala 1: 250 000) organizado pelo Serviço de Proteção da Amazônia (SIPAM) em parceria com o IBGE, mostraram que a ordem dos argissolos e latossolos representam 74,9% dos solos da região sul amazônica.

A ordem dos Argissolos e Latossolos sul amazônicos são derivados das rochas sedimentares, que encontram – se expostos aos fatores bioclimáticos tropicais ao longo dos últimos 60 milhões de ano. Período que coincide com a inversão do fluxo de drenagem das águas do rio Amazonas em direção ao oceano Atlântico. Este evento foi ocasionado pelo efeito de dobramento e fraturamento das cordilheiras dos Andes. A partir desse episódio geológico e, principalmente da última mudança climática que possibilitou o surgimento de um clima regional mais úmido, vem ocorrendo uma perda progressiva natural de determinados atributos químicos do solo Amazônico (MAIA e MARMOS, 2010; VALE – JUNIOR et al., 2011).

A diversidade de espécies e ecossistemas encontrados no sul do Amazonas sob solo geralmente distrófico, baixíssima soma de bases trocáveis e elevada concentração de certos metais pesados, está associada a um eficiente processo de ciclagem de nutriente, liberados por decomposição e mineralização da biomassa proveniente da própria floresta, que se incorpora aos solos e posteriormente são absorvidos pelas raízes das plantas através de processos biogeoquímicos (LEPSCH, 2002).

Esta dinâmica geoecológica só é possível em virtude da atuação inicial da macrofauna, representada por mais de vinte grupos taxonômicos, entre eles, cupins (*Isoptera*), formigas (*Hymenoptera*), minhocas (*Megadrili*), etc., que exercem, juntamente com a meso e microfauna do solo um papel fundamental na fragmentação dos resíduos vegetais e na regulação indireta dos processos biológicos do solo, estabelecendo interações em diferentes níveis com os microrganismos (CORREIA e ANDRADE, 2008). No entanto, este ciclo é quebrado com a derrubada da floresta, que além de interferir na biodisponibilidade de nutrientes, matéria orgânica e propriedades químicas e físicas dos solos, afetam a diversidade de organismos biológicos decompositores e fixadores de nutrientes orgânicos e inorgânicos do solo.

Os fatores bióticos e abióticos que atuam de forma integrada no processo de pedogênese, ou seja, na formação dos solos amazônicos, definem a natureza do solo, a distribuição geográfica e sua ocorrência na paisagem. Isto nos remete a refletir que, o desequilíbrio causado por forças naturais ou antrópicas em um desses fatores, significa alterar a dinâmica natural dos agentes internos e externos que atuam no modelado da paisagem.

Nesse sentido, as limitações da fertilidade natural dos solos Amazônicos, é uma condição intrínseca do processo de pedogênese regional. Esta pode intensificar-se dependendo do padrão de mudança de uso e cobertura da terra (MENDONÇA-SANTOS et al., 2008).

Diante das peculiaridades pedogenéticas dos solos amazônico, parece evidente que o sistema agrícola adequado para garantir a sustentabilidade do ecossistema, bem como o bem-estar do caboclo sul amazônico deve assemelhar as condições ecológicas que ocorrem na floresta nativa. A questão é, existe realmente esse sistema agrícola? O desenvolvimento agrotecnológico é capaz de replicar um sistema agrícola com características bem próximas a da floresta intacta?

1.3.2.2 Indicadores de qualidade de solo e a sustentabilidade agrícola.

Por qualidade de solo entende-se, a capacidade que o solo em condições naturais dispõe para gerar e manter a vida em sua totalidade, por um período relativamente longo num determinado espaço. Neste caso, o solo além de servir de meios para o desenvolvimento de plantas e animais, desempenha outras funções vitais para a manutenção da vida no ecossistema (ANDRÉA et al., 2002).

As discussões sobre a importância da qualidade do solo e a sustentabilidade agrícola iniciaram nos Estados Unidos no princípio da década de 1990, em virtude do uso indiscriminado de agroquímicos na atividade agrícola com o propósito de manter um padrão excelente de produtividade do solo. Este modelo baseado no uso intensivo de agrotóxicos e fertilizantes sintéticos, completava-se com o uso de máquinas agrícolas destinadas a diversas etapas da produção de grãos. Assim, estas inovações tecnológicas promoveram a modernização da atividade agrícola, da qual ficou conhecida por “revolução verde” (ANDRADE e GARMINI, 2007; VEZZANI e MIELNICZUK, 2009).

Os efeitos negativos relacionados ao uso de agroquímicos na agricultura já era conhecido desde a década de 60, quando a bióloga Raquel Carson em sua obra intitulada *Primavera Silenciosa*, alertou a sociedade em geral e a comunidade científica internacional sob os riscos que os defensivos agrícolas significavam à saúde humana e aos recursos naturais, principalmente solo e água (BERNARDES e FERREIRA, 2008).

Quase trinta anos depois que Raquel Carson publicou *primavera silenciosa*, Lal e Pierce (1991) fizeram um alerta apocalíptico, ao afirmar que o novo modelo de manejo do solo, símbolo de modernidade do meio rural americano, estava comprometendo a sustentabilidade agrícola. Esta afirmação mobilizou a comunidade científica internacional, a buscar formas

alternativas e mais eficientes de manejo do solo. É neste contexto, que Doran (2002) após reformular o conceito de qualidade solo, propôs que:

[...]qualidade de solo é a capacidade de funcionamento de um solo, dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade, deve manter ou aumentar a qualidade do ar e da água, assim como, promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens [...]. Doran (2002, p.120, tradução nossa)

Para Vezzani e Mielniczuk (2009), um solo é considerado de boa qualidade quando, além de servir de substrato ideal para sustentação da fauna e flora deve exercer outras funções na natureza, que são: i) regular e compartimentalizar o fluxo de água no meio ambiente; ii) estocar e promover a ciclagem de nutrientes orgânicos e inorgânicos essenciais na biosfera, e iii) servir como reservatório ambiental na formação, regulação e degradação de compostos nocivos ao meio ambiente, por exemplo de metais pesados e compostos orgânicos persistentes.

Nesta mesma linha teórica, Larson e Pierce (1994) afirmam que a qualidade do solo pode ser representada por um conjunto de atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Estes, além de favorecerem o crescimento e o desenvolvimento do reino vegetal e animal devem também regular os fluxos de água, gases e energia do meio ambiente. Em função disso, Barreta (2007) enfatiza que os atributos que determinam o padrão de qualidade do solo são importantes para auxiliar na tomada de decisão sobre a melhor forma de uso sustentável dos recursos naturais.

A palavra sustentabilidade é oriunda do latim *sus-tenere*, que significa “suportar ou manter”. Recentemente, evoluíram desta as expressões “desenvolvimento sustentável” e “sustentabilidade agrícola”. Ambos possuem, atualmente, entendimento conceitual complexo e, ainda não possuem uma definição única, clara e internacionalmente aceita (MOREIRA, 2000). Mas para o objetivo desse estudo merece atenção a concepção teórica de Vezzani (2001, p.5) que define “sustentabilidade agrícola como, a capacidade de um sistema agrícola produzir alimentos, fibras, energia e matéria prima sem comprometer as condições socioeconômica e ambiental que viabilizam o processo produtivo ao longo do tempo”.

Em outras palavras, Vezzani e Mielniczuk (2009) enfatizaram que a sustentabilidade de um sistema agrícola deve fundamentar-se nos pilares do desenvolvimento sustentável, tais como: produtividade, segurança alimentar, proteção, viabilidade econômica e ecológica, e aceitabilidade social. Neste sentido, há uma estreita relação que reside entre o tempo de formação e recuperação de um solo e a sustentabilidade de um sistema agrícola. Por esse

motivo, Melo (2006, p.75) afirma que: “a sustentabilidade agrícola depende da manutenção da qualidade do solo, bem como do ecossistema que circunda o agroecossistema”.

Para Gomes et al. (2009) a sustentabilidade de qualquer sistema agrícola de produção pode ser medida a partir de um conjunto de indicadores e bioindicadores de qualidade de solo, que permitem monitorar a produtividade do sistema e do solo de forma integrada ao longo do tempo. Esta abordagem levanta uma questão: qual a melhor forma de estimar e aferir a qualidade de um solo?

Segundo Melo (2006) esta é uma questão ainda sem uma resposta convincente, uma vez que são inúmeros os atributos físicos, químicos e biológicos, que compõem a qualidade do solo no sistema natural ou cultivado. Associado a estes, há uma gama de indicadores ambientais dinâmicos, presentes no meio físico que devem ser considerados durante o processo de formação e avaliação do solo, por exemplo o tipo de cobertura vegetal que protege o solo dos agentes externos que atuam no modelado da paisagem.

Na literatura há um amplo quantitativo de atributos com potencial para serem utilizados como indicadores de qualidade de solo, e avaliar a sustentabilidade de um sistema agrícola. A maioria dos indicadores encontra-se agrupados em três linhas de pensamento: a primeira linha procura identificar, a partir de um conjunto de indicadores, os melhores atributos para determinar a qualidade do solo. A segunda linha leva em consideração um único indicador químico orgânico (carbono orgânico ou matéria orgânica), como ideal para avaliar a qualidade do solo. E finalmente a terceira linha, para avaliar a qualidade do solo, tem como base a análise dos processos ecológicos que envolve o sistema solo-planta (VEZZANI e MIELNICZUK, 2009).

Barreta (2007), com objetivo de avaliar a qualidade ambiental da Floresta Ombrófila Mista ou Floresta de Araucária, no Estado de São Paulo, propôs em sua tese um conjunto de atributos edáficos, bem como os procedimentos metodológicos para avaliação da qualidade do solo. No presente trabalho, procurou-se selecionar uma série de indicadores do solo (físicos, químicos e biológicos) que fossem capazes de avaliar de forma eficiente, ao mesmo tempo o comportamento biogeoquímico de metais traços, a qualidade do pedoambiente e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas no assentamento rural Umari / AM (Quadro 1.1).

Trazendo a discussão de qualidade de solo e sustentabilidade agrícola para o contexto regional Amazônico, é comum ouvir do simples e hospitaleiro caboclo e, de renomados especialistas das mais diversas áreas do conhecimento, que uma significativa parte da terra firme do Amazonas é fraca, ou seja, pobre em nutriente (fertilidade natural

baixíssima), principalmente de macro nutrientes essenciais como Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K), Fósforo (P), etc.

Quadro 1.1. – Indicadores de avaliação da qualidade física, química e biológica do solo.

Indicadores de qualidade de solo	Condição e função do solo	Valores / unidades geográficas; tempo e espaço de avaliação
Químicos		
Matéria orgânica do solo (MOS) e carbono orgânico total (COT)	Definir a fertilidade natural do solo; estabilidade e extensão dos processos erosivos. Indicador de funcionamento de ecossistema e agroecossistema.	Kg C / MO (0-20cm); comparar no solo sob diferentes sistemas de uso e cobertura da terra e na área controle (floresta nativa)
pH (CaCl ₂) e teores de N, P, K, Ca, Mg e H +Al	Definir a atividade química e biológica; relações com a disponibilidade de nutrientes essenciais para as plantas. São indicadores de qualidade do ecossistema e do agroecossistema.	Kg ha (0-20cm), comparar o grau de acidez e as concentrações de macro nutrientes em diferentes usos da terra em relação a área de floresta nativa de referência.
Mercúrio total (Hg),	Potencial para indicar a curto, médio e longo prazo, o grau de alteração da cobertura vegetal da terra.	Ppm ou ppb (0-20cm); comparar os teores detectados no solo em diferentes tipos de uso da terra com as médias globais e regionais registradas na área de floresta.
Físicos		
Densidade do solo	Interfere no crescimento do sistema radicular de determinadas culturas agrícolas. Valores elevados conferem restrições severas (valor de densidade crítica) ao adensamento do sistema radicular de algumas espécies vegetais cultivadas em solo tropical.	Cm / dm ³ ou kg / dm ³ comparar a densidade aparente do solo com os teores de carbono, nitrogênio e mercúrio em diferentes sistemas de uso e cobertura da terra com a média região registrada em outra área de floresta tropical úmida.
Textura do solo	Expressa a composição granulométrica dos constituintes minerais do solo de forma individualizada. Esta tem a função de armazenar água e nutrientes provenientes do próprio sistema e aplicados pelo homem.	Análise granulométrica um g/kg ou %. Análise de correlação entre os teores de areia, silte e argila, e concentrações de carbono, mercúrio e nitrogênio em diferentes agroecossistemas e ecossistemas..
Profundidade	Potencial que uma determinada camada / horizonte pedoambiental tem de fornecer nutrientes, alimentação e proteção (<i>habitat</i>) para determinada comunidade de organismo pertencente a fauna e a flora.	Valor aferido em centímetro / metros (cm / m). Comparar as concentrações de substâncias químicas, orgânicas e inorgânicas em diferentes usos e cobertura da terra.
Biológicos		
Macrofauna (> 2mm), em especial os engenheiros do ecossistema (Minhocas cupins, diplópodes, coleópteros e aracnídeas.	Abertura de estruturas biogênicas, galerias e túneis, baixa diversidade de espécies pode reduzir a densidade aparente; modificam o potencial de aeração e infiltração de água no solo. Indicam a compactação e restrições às plantas; redistribuição de partículas orgânicas e microfauna.	Abundância por m ² , riqueza de espécies ou grupos; presença de espécies indicadoras de mudança de uso e cobertura da terra. Comparar densidade de indivíduos e grupos taxonômicos no solo perturbado e no controle (floresta nativa).

Fonte: Indicador modificado de Barreta (2007, p. 22).

E os demais 114 elementos químicos existentes na tabela periódica, inexistem nos solos amazônicos? Bem, com exceção de alguns lantanídeos, actinídeos, gases nobres e halogênicos; quase todos os demais elementos químicos que integram o grupo dos metais alcalinos e alcalinos terrosos, metais de transição, semi-metais e não-metálicos, podem ser encontrados na interface atmosfera-planta-solo da Amazônia.

Alguns elementos categorizados como metais de transição e representativos são micro nutrientes essenciais (Fe, Cu, Co, B, Zn, Mo, Mn, etc.) aos seres vivos vegetais, outros desse mesmo grupo, nem tanto. Existem também os metais abundantes (Fe, Mn, Zn, Al, Pb, etc.), mas nem sempre são imprescindíveis à manutenção da vida dos organismos que habitam o sistema natural. Entretanto, o desenvolvimento tecnológico atual, levou o homem a eleger alguns metais e não metais existentes na natureza na forma de uma molécula simples e complexas como fundamentais para a sociedade humana, tais como: o ferro, cobre, estanho, ouro, mercúrio, carbono, petróleo, oxigênio, água e porque não incluir nesta galeria o solo!

Para não fugir muito do tema desta seção, vamos parar neste ponto a reflexão, e retomaremos no capítulo referente aos resultados. Mas, esta singela visão teórica é oportuna para explicar que toda a riqueza de um povo está alguns centímetros abaixo do seu espaço superficial de dominação territorial. Neste aspecto, o caboclo sul amazônico, mesmo sem conhecimento formal acadêmico (teórico e prático) aprofundado de química analítica, sustentabilidade agrícola e qualidade de solo tem consciência que, a sua sobrevivência na região depende do uso sustentável dos recursos naturais, que a floresta, a água e o solo oferece.

Há um número considerável de documentos (tese, dissertações, trabalho de conclusão de curso, relatório técnicos científicos, livros e artigos) que direta ou indiretamente evidenciam as razões que levam ao declínio rápido e progressivo da qualidade química natural do solo sul amazônico, diante de qualquer que seja a intervenção (conversão ou modificação do uso da terra) humana na floresta. Citam-se nesta abordagem os estudos desenvolvidos na região por Amaral e Souza (1998), Martins (1999), Araujo et al. (2004), Martins et al. (2006), Araujo (2008), Rosolen et al. (2008), Campos (2009), Campos et al. (2012), Campos et al. (2012)a, Silva et al. (2013), Oliveira (2013), Santos et al. (2013), Linhares et al. (2014) e Oliveira et al. (2015).

Da mesma forma, nas últimas décadas, houve um grande avanço nos estudos biogeoquímicos relacionados a função do solo, como compartimento capaz de possibilitar retenção, regulação, atenuação e degradação de compostos químicos orgânicos e inorgânicos

prejudiciais a qualidade do meio ambiente (BASTOS, 2004; BASTOS e LARCEDA, 2004; LINHARES et al., 2009, ALMEIDA et al., 2009; BELIZÁRIO, 2010; LINHARES et al., 2015). Entretanto, ainda não há um consenso quanto o desempenho físico, químico e biológico do solo sob sistemas agroflorestais, como sumidouro ou fonte líquida de carbono e metais pesados no sul do Amazonas.

1.3.3 Carbono orgânico

1.3.3.1 Característica e dinâmica de carbono orgânico no solo

O carbono (C) é um elemento químico não-metálico com massa atômica 12.01 e número atômico 6. É encontrado na sua forma elementar (simples) ou composta em todos os organismos. Por esse motivo, talvez seja o único elemento considerado um ramo completo da química (ART, 2001).

O carbono puro pode apresentar na natureza de duas formas distintas: a cristalina (carbono inorgânico) que dá origem ao diamante e o grafite e, a não-cristalina, (carbono orgânico) como o carvão vegetal, etc. Nesta última forma, o C apresenta uma extraordinária capacidade para se ligar em cadeias complexas com outros elementos químicos, peculiaridade que confere a este a espinha dorsal da química analítica e ambiental (BAIRD e CONN, 2002).

Na forma gasosa, de dióxido de carbono (CO_2) apresenta um volume relativamente baixo na atmosfera, mesmo assim juntamente com nitrogênio (N) e oxigênio (O) têm grande importância na manutenção da vida no sistema terrestre. A fixação do carbono orgânico no ambiente natural, que advém por meio de reações químicas complexas é a base de toda a vida na biosfera (BRAGA, 2005).

Estimativas apontam que o volume total de carbono armazenado em escala global seja superior a 90. 041. 820 Pg de C ($1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g} = 1 \text{ bilhão de toneladas}$). Este na forma orgânica e inorgânica encontra-se estocado em cinco compartimentos naturais: oceânico, geológico (crosta terrestre), pedológico (solo), biótico (biomassa vegetal e animal) e atmosférico (CARVALHO et al., 2010).

No compartimento pedológico, o volume de carbono armazenado é de aproximadamente 2.514 Gt./C, podendo ser encontrado na pedosfera na forma orgânica (1576 Pg de C) e inorgânica (938 Pg de C). Do total de carbono orgânico (SOC), algo entorno de 50% (800 Pg de C) esta confinado em diferentes formas ou frações física e química nos primeiros 30cm de profundidade do sistema solo. Entretanto, este total pode ser bem maior,

uma vez que a maioria das informações publicadas não levam em consideração o volume de CO₂ confinado entre 1 e 8 m de profundidade (CARVALHO et al., 2010).

O volume de carbono orgânico confinado na camada de 0-30cm é oriundo da biomassa vegetal depositada sob a camada superficial do solo, em especial no compartimento que constitui a liteira ou serapilheira. Este é formado por folhas secas, cascas, galhos, troncos, flores, frutos e, outros resíduos vegetais e animais não identificáveis (SILVA et al., 2007). Para muitos especialistas a serapilheira, é a principal via de entrada e saída (quando há queimada) de carbono do compartimento pedológico (solo) (DIAS, 2010).

Quanto a classe de uso e cobertura da terra, cerca de 787 Pg de C encontra-se armazenados em solos sob floresta primária (floresta boreal 338-471 Gt./C savana 247-264 Gt./C. floresta tropical 213 -216 Gt./C). O restante cerca de 500 Pg de C estão sob pastagem natural e cultivada e 170 Pg de C sob cultivo agrícola (LAL, 2004). A biomassa vegetal produzida e estocada, a taxa de fragmentação e decomposição da matéria orgânica pela biota do solo (macro, meso e micro invertebrados que habitam no solo) são alguns dos fatores que influenciam no quantitativo de carbono armazenado do solo.

1.3.3.2 Estágio e distribuição espacial do carbono orgânico no solo

No ecossistema solo, a fração de carbono associada a matéria orgânica viva (MOV) representa de 1 a 5 % do carbono orgânico total do solo (COT). Já a matéria orgânica morta (MOM) representa algo entorno de 98% do carbono orgânico total armazenado no solo. Esta encontra-se particionada em macro matéria orgânica residual (biomassa vegetal fresca adicionada ao solo e no húmus) e substâncias húmicas, representadas pelos ácidos húmicos, ácidos flúvicos e humina (MACHADO, 2005; DIAS, 2010; BELIZÁRIO, 2008).

A distribuição temporal e espacial das frações de carbono no solo é regulada pela composição da biomassa vegetal e pela estrutura bioquímica dos resíduos orgânicos que dão origem a matéria orgânica (MOS⁹) e, pela amplitude dos processos de fragmentação, decomposição e mineralização da MOS presente no solo (MELO, 2006a). Soma-se a estes, o conteúdo da argila, (textura do solo) e as condições bioclimáticas, tais como: temperatura, umidade, pH, macro e micro nutrientes; que direta e indiretamente vão interferir nos estágios de fracionamento do carbono orgânico e na incorporação local e regional do carbono orgânico no solo (CONCEIÇÃO et al., 2005).

⁹ A matéria orgânica (MOS) do solo tem sido definida como a fração orgânica, incluindo resíduos (frescos e todos os estágios de decomposição) de plantas, animais e micróbios e o húmus relativamente estável. Entretanto, a matéria orgânica do solo, em análise de rotina, inclui somente aqueles materiais orgânicos que acompanham as partículas do solo através de uma peneira de malha de 2 mm, ou seja, aqueles presentes na terra fina (TF). Veja mais informação em Resende et al. (2007).

Segundo (Lal (2004) os teores de carbono orgânico total (COT) e inorgânico total (CIT) do solo em escala regional apresentam distribuições heterogêneas. Em proporções mais elevadas o COT concentra-se em solo de regiões climáticas frias e temperadas, enquanto o CIT em áreas árida e semiáridas. Inclui-se aos depósitos de COT, os ácidos húmicos e flúvicos e, os inertes presente no ambiente na forma de carvão. E ao CIT inclui-se os depósitos caulíníticos, dolomíticos, gibsíticos e carbonáticos primários (litogênicos) e secundários (pedogênicos).

Nas regiões tropicais os elementos dinâmicos do clima favorecem a degradação acelerada da MOS, proporcionando um armazenamento menor de carbono se comparado aos estoques registrados em regiões de clima temperado (CARVALHO et al., 2010). Apesar disso, nos trópicos (regiões de baixa latitude) é possível classificar os compartimentos e frações de carbono orgânico estocados no solo em: ativos, lentos e passivos:

- 1) O compartimento de C ativo ou lábil (5% da MOS) é composto pela matéria orgânica fresca e pela microbiota do solo. Neste estágio, o CO está fortemente sujeito as alterações bioclimáticas, por esse motivo sua permanência no solo é de alguns dias até dez anos;
- 2) O compartimento de C “lento ou intermediário” (15% da MOS), também denominado de refratário é construído pela matéria orgânica na forma de carbono leve que encontra-se ligado e protegido fisicamente entre os macroagregados na forma adsorvida na superfície dos coloides. Pode permanecer por um tempo superior de 10 a 40 anos neste estágio.
- 3) O “passivo” (80% da MOS) também denominado de compartimento recalcitrante, geralmente é representado por substâncias húmicas, confinada e fisicamente protegida por microagregados (minerais argilosos e siltosos) em profundidades variáveis por período superior a um século (PARTON et al., 1987; LEITE et al., 2003; LEITE et al., 2004; MELO, 2006; DIAS, 2010).

O estoque de carbono no solo, seja qual for o compartimento está diretamente relacionado a textura do solo entre outros atributos físicos. Esta afinidade tem sido demonstrada em análise de correlação entre as concentrações de carbono orgânicos e os teores de argila. Segundo Frazão et al. (2010) solos com predominância de partículas finas (argila e silte) tem maior possibilidade de proteger os compostos orgânicos contra ação de agentes decompositores, que solos constituídos por frações grosseiras.

Em Zinn et al. (2012) a proteção dos estoques de carbono orgânico de 0-20cm é exercida pelo tipo de cobertura vegetal, enquanto de 20-200cm é preferencialmente pelas

frações minerais de argila, por isso, os maiores teores de carbono orgânico são encontrados associados aos solos de textura argilosa.

Marques et al. (2013) esclarecem que podem ocorrer em solos de textura arenosa elevadas concentrações de carbono orgânico, às vezes os teores de C são superiores aos registrados em solos de textura argilosa e muito argilosa. Todavia, o potencial de armazenamento de C nos solos de textura média a arenosa é temporário, já que dependendo das condições bioclimáticas (temperatura, umidade, densidade e diversidade de microorganismos e outros fatores) o carbono pode ser facilmente exportado para outros ambientes principalmente aquáticos e lacustres, em virtude das características físicas e mineralógicas da fração areia. Neste contexto, Monroe (2015) explica que solos arenosos apresentam maior macroporosidade e fraca energia de ligação com compostos orgânicos, peculiaridade que favorece a oxidação de resíduos orgânicos, devida a redução das barreiras físico-químicas e maior atuação de microrganismos decompositores.

O acúmulo de matéria orgânica, a diversidade e a abundância de organismos no solo, e a densidade do solo, são fundamentais para compreender a dinâmica do carbono orgânico armazenado no solo. Dentre estes indicadores Araújo et al. (2011) asseguram que a densidade do solo interfere diretamente nos teores e estoques de carbono orgânico. À medida que a incremento da densidade de partículas minerais também há aumento no conteúdo de carbono presente no solo.

Esta tendência é mais evidente em camadas superficiais do solo, onde vários fatores contribuem na elevação da densidade do solo, tais como: compactação devido ao pisoteio de gado, preparo da terra através do uso intensivo de maquinários agrícolas, exposição do solo ao ciclo de umedecimento e secagem, formação de camadas selantes e o encrostamento do solo em superfície causada pelo impacto direto das gotas de chuva (ARAÚJO et al., 2004; MULLER et al., 2004).

Salimon et al. (2007) e Trumbore e Camargo (2009) mencionam que existem muitas incertezas quanto as estimativas de carbono orgânico armazenado nos solos sob floresta entre 0 e 100 cm de profundidade. Esta insegurança é devida às variações na densidade do solo, escala da base de dado disponível, métodos empregos no cálculo e a variabilidade tempore-espacial dos teores de carbono. Além disso, afirmam que muitas extrapolações desenvolvidas por meio de modelagem computacional não retratam a realidade, uma vez que são realizadas considerando poucas ordens de solo, em alguns casos a amostragem é feita em pontos extremos de uma área, cujos resultados são amplificados para todo a região.

Existe, uma alta incerteza sobre as estimativas dos estoques de carbono na região Amazônica, haja vista, que são baseadas em aproximadamente 3 mil pontos de coleta de solo realizadas na década de 1970, durante a vigência do projeto RADABRASIL. Neste sentido, Fearnside (2016) argumenta que há necessidade de informações mais precisas para obtenção de estimativas mais confiáveis do estoque regional do carbono orgânico do solo. As preocupações e anseios externalizados nas pesquisas desse especialista, ainda que em microescala é uma das propostas desta tese.

1.3.3.3 Mudança no uso da terra e o estoque de carbono orgânico do solo Amazônico

A expansão da agropecuária através da derrubada da floresta Amazônica ocorrida nos últimos 140 anos levou a liberação de 121 Gt de carbono para a atmosfera (1Gt = 1.000.000.000 t). Com base neste volume de CO₂, a mudança de uso cobertura da terra é, incontestavelmente, apontada como uma das causas do aumento de Gases do Efeito Estufa - GEE e conseqüentemente das mudanças climáticas em curso. Neste cenário, em virtude dos desmatamentos ocorridos na Amazônia Legal, o Brasil tem sido rotulado como um dos maiores responsáveis pelas emissões de GEE em virtude da mudança de uso e cobertura da terra (MACHADO, 2005).

O aumento das emissões de GEE na Amazônia, está diretamente relacionado à ampliação das áreas desmatadas. Estimativas apontam que a derrubada da floresta na Amazônia Legal, já alcançou os 501 milhões de hectares (501 X 10³ km²). Deste total, em torno de 45% estão ocupados pela atividade de pecuária bovina de corte, destinada à produção carne para exportação e o abastecimento do mercado interno (INPE, 2015). Cerca 28% constituiu-se de capoeira velha e floresta secundária, oriundas do abandono das áreas de pastagem formadas ao longo dos grandes eixos rodoviários implantados pós – 1970. A área restante, cerca de 5% é ocupada pela agricultura, e 2% por capoeira (floresta secundária), originada após tem sido abandonado pelo agricultor (BELIZÁRO, 2008).

A média de carbono orgânico liberado para atmosfera durante o processo de formação da paisagem (pastagem, capoeira e agricultura), gira em entorno de 1,38 X 10⁶ Mg C / hectares de área desmatada (MACHADO, 2005). A percepção da transformação da área de floresta nativa em paisagem, a cada dia torna-se mais visível pelo poder público e a sociedade em geral. Dois fatores sustentam esta argumentação: o primeiro relaciona-se ao surgimento de novas tecnologias de monitoramento (satélites artificiais de mapeamento dos recursos naturais e uso da terra) de desmatamento e focos de queimada na Amazônia. Esta

ferramenta tem auxiliado os órgãos públicos de controle e fiscalização, impedir a derrubada de novas áreas de floresta, destinadas a implantação de sistema agropecuária em desacordo a política ambiental brasileira. O segundo, refere-se à conscientização do produtor rural em relação a adoção de novas tecnologias de produção agrícola que eleve a produtividade, sem comprometer o meio ambiente em particular o ecossistema solo.

O sistema agrícola de plantio direto (SPD) é uma das novas tecnologias de produção agrícola que surgiu nos últimos quarenta anos. A implantação deste sistema tem o objetivo de corrigir a perda de solo por erosão, causada pelo sistema convencional de produção de grãos no Centro-sul do Brasil. Hoje a adoção SPD, bastante eficiente no controle de erosão, já corresponde a 40% da área agrícola destinada a produção de grãos (milho, trigo e soja) no território brasileiro (MELO – JUNIOR et al., 2011).

Recentemente, durante a reunião internacional das Nações Unidas sobre mudanças climáticas, o sistema de plantio direto foi escolhido em um consenso internacional, um bom exemplo de uso agrícola da terra para a produção de grãos em regiões tropicais e subtropicais, uma vez que este sistema agrícola é capaz de assimilar e transformar o carbono (CO_2) presente na atmosfera em carbono orgânico, permanecendo estocado no solo devido ao baixo revolvimento do solo no sistema de plantio direto (MACHADO, 2005). A este respeito, Rangel et al. (2007) afirmam que todos os sistemas de uso e manejo da terra que envolve revolvimento contínuo do solo podem resultar a redução dos estoques de carbono na profundidade de 0 a 10cm.

Freixo et al. (2002) ao avaliarem o efeito de diferentes sistemas de preparo da terra perceberam que os teores de C e N de 0 a 10cm profundidade do solo em área de cultivo sob sistema de plantio direto (SPD), não foram maiores do que os registrados em áreas sob sistema de plantio convencional (SPC). Quanto aos estoques de carbono na camada de 0 a 30 cm, os maiores valores foram encontrados em vegetação nativa (52,6 Mg ha de C) do bioma cerrado e no SPC (53.8 a 60.4 Mg ha de C), ao passo que nos solos sob SPD o estoque de carbono foi de 40.2 a 47,3 Mg ha de C. Resultado de mesma ordem de grandeza foram observados por Freitas et al. (2000), no qual o estoque de carbono no solo sob cultivo de feijão em SPC foi de 84,4 Mg ha, enquanto em solo sob cultivo de milho em SPD o estoque foi de 82,5 Mg ha.

Boddey et al. (2010) avaliando os resultados de carbono do solo em diferentes sistemas de plantio e profundidades, observaram que os estoques de carbono foram maiores em SPC entre 0-100cm. Enquanto, os maiores estoques de carbono em SPD ocorreram em

solos amostrados até 20cm profundidade. Este conjunto de resultados coloca em dúvida, a escolha do plantio direto como um dos sistemas de uso agrícola da terra com eficiência para propicia a segurança alimentar em regiões tropicais úmidas, e mitigar o aumento de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, através do sequestro de carbono pelo solo.

Opondo-se a ideia que o SPC estoca mais COT que o SPD, Winck et al., (2014) ao avaliarem a qualidade do solo a partir do comportamento granulométrico da matéria orgânica (MO), estocada em diferentes sistemas de cultivos observaram que o plantio direto de alfafa apresentou estoque de carbono orgânico total (COT = 63,6 Mg/ha) maior que as áreas de plantio conversional de soja e trigo (58.8 Mg/ ha).

Outro sistema de uso da terra apontado pelos participantes da 15 (COP-15) reunião sobre mudanças climáticas, com capacidade de mitigar o aumento de CO₂ na atmosfera é o sistema agroflorestal – SAF. A partir da COP 15, o governo Federal brasileiro passou a adotar o SAF como uma das estratégias de política pública para reduzir as emissões CO₂ na atmosfera, oriundas das mudanças de uso da terra na Amazona Legal (TORRES et al., 2014).

Devido à importância dada ao SAF no cenário internacional e nacional como mecanismo de desenvolvimento Limpo (MDL), este começou a ser mais estudados nos últimos anos, uma vez que além de permitir a recuperação de áreas degradadas, a produção de cultivos diversificados (alimentos e biocombustíveis), constitui um sistema com capacidade de fixação de carbono e metais traços na biomassa vegetal aérea e no solo (KATO et al., 2006).

Com o intuito de mensurar a eficiência do SAF, quanto ao armazenamento de CO, Brancher (2010) estudando o estoque e a ciclagem de carbono orgânica em quatro sistema agroflorestal (SAF's / 14 e 9 anos de implantação) na Amazônia oriental registrou um estoque COT variando entre 82,38 Mg/ha e 90.69 Mg/ha e, na área de capoeira 97,89 Mg/ha⁻¹. Estes resultados sugerem que o SAF pode acumular carbono orgânico no solo em nível similar as da capoeira e significativamente maior que o sistema plantio direto sendo, portanto, uma categoria de uso da terra capaz de armazenar carbono em diferentes compartimentos no ecossistema solo.

Em estudo comparativo sobre a dinâmica da matéria orgânica e agregação em Latossolos na Amazônia setentrional, Schaefer et al. (2000) perceberam que os teores de carbono orgânicos se apresentavam mais elevados em sistema agroflorestal e floresta nativa (25,19 Mg de C e 23,04 Mg de C, respectivamente) que outras classes de uso e cobertura da

terra. Os menores valores foram registrados em áreas de roça (agricultura de corte e queima) cultivadas entre 2 e 10 anos.

Nesta mesma linha de pesquisa Menezes et al. (2008) comparando os teores de matéria orgânica entre solos sob floresta nativa remanescente e sistema agroflorestal (16 anos de formação), no sudoeste amazônico (Centro-norte de Rondônia), não constataram diferenças significativas entre os atributos físicos, teores de matéria orgânica, P e K no solo sob floresta e sistema agroflorestal. Em função disso, concluiu que o SAF se distingue favoravelmente dos demais sistemas de cultivo convencional, uma vez que após alguns anos de desenvolvimento das espécies arbóreas, o estoque carbono pode atingir 50% do valor de carbono encontrado no solo de floresta primária.

Segundo Brito et al. (2012) no sudoeste amazônico, mesmo considerando os elevados teores de argila em pedoambiente de terra firme, o estoque de carbono no solo sob floresta é de 37 Mg de C/ha na camada de 0-30cm de profundidade. Entretanto, registraram um estoque 41,19 Mg de C/ha, de 0 e 40cm de profundidade em sistema agroflorestal implantado a 4 anos e 42,34 Mg de C/ha em área de pastagem, formada no mesmo período da implantação do SAF. O estoque ligeiramente mais elevado na área de pasto, foi atribuído ao alto valor de densidade do solo.

É comum nos primeiros anos do plantio de gramíneas forrageiras, para formação de pastagem, o estoque de carbono apresentar mais elevados que o SAF. Porém, a longo prazo a tendência é que os estoques de carbono na agrofloresta atinja valores superiores aos das pastagens (LUIZÃO et al., 2015).

A problemática que envolve a mudança de uso e cobertura da terra, a liberação de gases do efeito estufa e as mudanças climáticas não se restringe exclusivamente a Amazônia. Mas podem ser observados em outros biomas brasileiros. Lima et al. (2011) ao avaliarem os estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais (6 e 10 anos de formação) e agricultura de corte e queima, na zona de transição entre o cerrado piauiense e o bioma de Caatinga observaram um estoque de carbono no solo sob sistema agroflorestal de seis e dez anos, (43,30 Mg de C / há e 48 Mg de C / ha) semelhantes aos registrados na Amazônia.

A partir de modelagem computacional, Vilela e Mendonça (2013) observaram que os estoques de carbono, medidos em laboratórios e simulados através do modelo Century foram significativamente mais elevados em mata nativa e plantio convencional de café que em sistema agroflorestal (18 anos de formação), desenvolvido na área do bioma da floresta

tropical Atlântica. A reflexão teórica feita pelos autores, a partir dos resultados analíticos e modelados é que, o SAF estudado tem maior capacidade de propiciar a recuperação nos estoques de carbono em curto espaço de tempo.

Experimentos realizados por Silva et al. (2011) em seis SAF's (14 anos de implantação), cultivo convencional de mamoeiro irrigado e floresta nativa (situados no Tabuleiro Costeiro baiano) registraram teores mais elevados de carbono orgânico em cultivo convencional e floresta, que nos SAF's. Estes autores enfatizaram que, o SAF a curto prazo não é capaz de restaurar os estoques de carbono do solo.

O tempo aparentemente é um importante fator no processo de formação e recuperação das propriedades químicas (orgânicas e inorgânicas) do solo. A este respeito, há um consenso científico que, o tempo necessário para formação de um ou dois centímetros de solo em sistemas naturais, gira em torno de um século (WICANDER, R.; MONROE, 2009). Já os sinais de recuperação dos atributos químicos em sistemas agrícolas conservacionistas (SAF's), não acontecem a curto prazo, a percepção de possíveis alterações nos atributos químicos do solo pode variar de 10 a 35 anos, após implantação do SAF (MARIN, 2001; NEVES et al., 2004).

De acordo com Foster et al. (2003), as mudanças intensivas no uso e cobertura da terra alteram a dinâmica natural do fluxo de nutriente e carbono do solo. Processo que pode perdurar por séculos, depois de cessada a prática agrícola, enquanto Rousseau et al. (2014) constataram em estudos desenvolvidos em uma cronosequência de capoeira, floresta e pastos no Centro de Endemismo de Belém, Amazônia oriental, que a mudança intensiva no uso da terra provoca alterações significativas nas funções ecológicas do ecossistema solo; efeito que pode perdurar por duas décadas, após de cessada a atividade agrícola.

Nesta mesma concepção Liiri et al. (2012) ao estudarem os efeitos do uso intensivo do solo sob os serviços ambientais perceberam que, mesmo após a restauração artificial da comunidade da pedofauna, o solo sob pastagem e plantio de trigo não apresentaram recuperação significativa dos serviços ambientais. Por isso, argumentam que há divergência entre o funcionamento complexo do solo e a presença de comunidade da fauna do solo, no que concerne a dinâmica de carbono em solo sob pastagem e agricultura.

Quanto a tempo de acumulação e retenção de metais traços (neste estudo mercúrio) Grigal et al. (1994) estabeleceram que, a curva de incremento de matéria orgânica e mercúrio no solo em região de clima temperado, estabiliza-se após 70 anos de abandono (pousio) área de agrícola. Enquanto Bastos e Lacerda (2004) em uma revisão teórica sobre contaminação

por mercúrio bacia Rio Madeira são categóricos ao afirmarem que ainda é desconhecido o tempo de acumulação, retenção e residência de mercúrio no solo na região bioclimática equatorial (Amazônia equatorial). Mais admitem a possibilidade deste tempo ser da ordem de um século.

Apesar das incertezas apresentadas sobre o potencial produtivo e da capacidade de retenção de carbono e mercúrio dos solos amazônicos sob cobertura natural ou cultivada; nas últimas décadas o governo do Amazonas com a finalidade de reduzir a pressão do desmatamento na microrregião do médio rio Purus, considerada a nova fronteira agrícola brasileira, tem incentivado a implantação de sistemas agroflorestais. Vários SAF's foram implantados no ano de 1997, em pequena propriedade rural familiar, no assentamento rural Umari, zona rural do município de Lábrea / AM. Muitos já atingiram seu nível máximo de desenvolvimento produtivo. Porém, as informações sobre a recuperação dos teores de carbono orgânico e retenção de mercúrio no solo, após conversão da área de agricultura itinerante (Ai) em SAF e SQF no AR Umari / AM, são desconhecidas.

1.3.4 Mercúrio em solo

1.3.4.1 Característica geoquímica do mercúrio no ambiente em escala global

O mercúrio (Hg) é um dos elementos químicos que integram o grupo (grupo IIB) dos metais de transição, presente no sistema de classificação periódico de substâncias químicas reconhecidas pelo homem. Dentre os metais de transição, o mercúrio apresenta algumas propriedades que diferem dos demais metais, tais como: alta volatilidade em temperatura ambiente, no estado sólido é mole e líquido e, desprovido de pontos de clivagem e grau de dureza. Além disso, possui elevada densidade e alta toxicidade (AZEVEDO, 2003, RUPPENTHAL, 2013).

No ambiente natural, além do mercúrio elementar (mercúrio metálico = Hg^0), há outras espécies de mercúrio, entre os grupos mais importantes e estudados destacam-se, íon mercuroso, Hg_2^{2+} , íon mercúrico Hg^{2+} (espécies de mercúrio inorgânico) e o metilmercúrio (CH_3Hg^+), entre outros compostos organomercuriais (Hg-C) que possuem um ou dois átomos de carbono na sua estrutura química, ligadas por meio de ligação covalente (DURÃO – JUNIOR, 2010).

Apesar do mercúrio ser um elemento muito raro em escala global, estima-se que suas reservas extrapolam os 30 bilhões de toneladas, podendo ser encontrado na natureza em

concentrações variáveis, principalmente, na forma inorgânica em quase todos os compartimentos naturais: oceânico, geológico (crosta terrestre), pedológico (solo), atmosférico e biológico (biomassa) (AZEVEDO, 2003).

Há inúmeras fontes naturais de mercúrio, sendo as mais significativas a desgaseificação natural da crosta terrestre, as emissões vulcânicas e a evaporação de corpos líquidos. Dentre estas, a comunidade científica internacional admite que a principal fonte de emissão de mercúrio natural para o ambiente é a desgaseificação da crosta terrestre. Por meio desse processo são lançados entre 25 mil e 150 mil toneladas de mercúrio anualmente na atmosfera (AZEVEDO, 1993; NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

O mercúrio procedente de fontes antropogênicas aumentou expressivamente durante o século XX, com destaque para as operações industriais em países desenvolvidos (Estados Unidos, Canadá, Japão, etc.) e em desenvolvimento (Brasil, México, China, etc.). Este aumento foi devido a incineração de lixo contendo de Hg, o crescimento acelerado dos grandes centros urbanos, a queima de combustíveis fósseis, o uso de mercúrio na garimpagem de ouro, a queima de floresta tropical e a mudança de uso e cobertura da terra. Estas, atualmente, são consideradas as principais fontes de Hg oriundas da atividade humana (BAIRD e CONN, 2002; PIRRONE, et al., 2010).

1.3.4.2 Crescimento econômico e o uso do mercúrio no território brasileiro

Nos últimos cinquenta anos houve uma mudança drástica nas fontes antropogênicas de mercúrio no Brasil. Até o ano de 1970, as indústrias de cloro-soda lideraram as importações de mercúrio e o lançamento do rejeito desse elemento nos ecossistemas brasileiros. A ausência de jazida de cinábrio (minério que é extraído o mercúrio) no território nacional levou o governo militar importar de 1972 a 1984 cerca de 160 toneladas Hg/ano, volume que aumentou para 340 toneladas até 1989. Deste total 80% foram destinados a indústrias de cloro-soda, e 20% aos demais setores industriais (LACERDA, 1997).

A partir da década de 1980, houve uma redução no uso de Hg pela indústria brasileira. Dois fatores contribuíram no decréscimo deste elemento no setor secundário. Primeiro, a Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA (Lei n. 6938, de 31 de agosto de 1981), possibilitou a aprovação de normas mais rígidas e eficientes sobre o uso de substância químicas (mercúrio, chumbo, etc.) pela indústria. Em alguns seguimentos, o uso do mercúrio foi definitivamente proibido, é o caso das indústrias de defensivos agrícolas. O segundo fator está relacionado a substituição das plantas industriais “sujas” (indústrias de cloro-soda, etc.)

por plantas com tecnologias de produção com maior eficiência e controle de efluentes industriais. Estas medidas em pouco tempo contribuíram para o decréscimo das emissões de mercúrio dos parques industriais, situados na região sul e sudeste do território brasileiro (LACERDA, 1997).

Enquanto a indústria brasileira adequava-se as novas normas ambientais e de produção industrial, eclodia na região Norte do País uma “nova” porta de entrada de mercúrio para meio ambiente, agora vinculada a exploração de ouro, associado aos depósitos aluvionares (jazidas secundárias). Logo, surgiram várias frentes de garimpagem no complexo regional amazônico, tais como: Tapajós (PA), Serra Pelada (PA), Parauari (PA), Lourenço Cassiporé (AP), Peixoto de Azevedo (MT), Nova Floresta (MT), rio Madeira (RO), Cumaru – Tucumã – Redenção (PA) entre outras (VEIGA et al., 2014).

A crise socioeconômica causada pelo modelo de crescimento agroexportador de matéria prima, adotado pelos governos militares e a elevação do preço do ouro no mercado internacional levou milhares de trabalhadores com ou sem experiência de garimpagem, aos garimpos da bacia Amazônica. O aumento da produção aurífera, elevou o consumo de mercúrio metálico, usado no processo de amalgamação¹⁰. Este fato contribuiu para que uma grande quantidade de Hg fosse lançada nos rios e na atmosfera do ecossistema Amazônico (LACERDA e SALOMONS, 1998; MALM, 1998).

Neste cenário, o mercúrio deixou de oferecer risco de contaminação apenas aos trabalhadores das indústrias de cloro-soda e aos garimpeiros, e passou a representar risco a população de forma mais abrangente, uma vez que o rejeito produzido pela atividade garimpeira tem como destino final, a alta camada da troposfera e o fundo dos caudalosos rios Amazônicos. Azevedo (1993, p. 41) apresenta a este respeito a seguinte reflexão:

[...] deve-se ter em conta que embora o mercúrio se recicle no ambiente por repetidas vezes, é o ambiente o seu receptor final. O mercúrio na natureza não se destrói. Ele se mantém permanentemente no ambiente, ainda que mude suas formas químicas por mecanismos físicos químicos e biológicos [...].

Nas duas últimas décadas do século XX, o ouro produzido e comercializado nos garimpos da Amazônia, ajudou o governo brasileiro acumular capital, o suficiente para saldar uma parte da dívida externa do país junto aos bancos internacionais, europeus e estadunidenses. Por outro lado, favoreceu a importação de mercúrio a patamares idênticos aqueles praticados pelo setor industrial brasileiro, ocorrido nos anos 1970. Das 337 toneladas de mercúrio importados, principalmente da Alemanha, Holanda e Reino Unido, 168 toneladas

¹⁰ O método de amalgamação refere-se à concentração por meio da aderência de duas substâncias minerais, sendo o processo mais antigo e disseminado o amálgama do ouro ao mercúrio (MALM, 1991).

foram perdidas no processo de extração de ouro para os ecossistemas terrestre, aquático e atmosférico brasileiro. Em contrapartida, a contribuição do setor industrial, não ultrapassou as 27 toneladas, deste total, 17 toneladas foram liberadas no meio ambiente pelas indústrias de cloro-soda e 10 toneladas pelos demais seguimentos do setor secundário. Com base nas informações sobre importação e uso de mercúrio pelo setor secundário, a mineração aurífera artesanal passou a ser apontada pela comunidade científica como a principal fonte antrópica de contaminação de mercúrio do meio ambiente no Brasil (LACERDA, 1997).

Neste contexto, pesquisas desenvolvidas em diversos garimpos da Amazônia revelaram altas concentrações de mercúrio em várias matrizes ambientais (solo, sedimento, água, peixe, atmosfera, etc.). Os resultados obtidos levaram os especialistas envolvidos nos estudos, enfatizarem que os teores de mercúrio detectados no ecossistema amazônico estavam relacionados ao lançamento de mercúrio promovido pela atividade de exploração aurífera artesanal, ou seja, mineração de ouro (PFEIFFER e LACERDA, 1988; LACERDA e MALM, 2008).

A queda do preço do ouro e o suposto esgotamento das jazidas auríferas secundárias, causou uma redução significativa na atividade de mineração aurífera em todas as frentes garimpeiras da bacia Amazônica. Estes fatos levaram a produção de ouro declinar consideravelmente, de 100 toneladas por ano durante na década de 80 para inferior a 30 toneladas por anos no final dos anos 90 (WASSERMAN et al., 2001).

Proporcional ao declínio da produção de ouro foram os lançamentos (direto e indireto) de mercúrio no ambiente amazônico. Porém, localidades distantes de antigas áreas garimpeiras em remotas regiões da Amazônia continuaram a apresentar solos, sedimentos e organismos aquáticos com elevadas concentrações de mercúrio, constatação que colocou em xeque a tese de Pfeiffer e Lacerda, (1988) aos afirmarem que, as altas [Hg] observadas em matrizes do meio físico e biológico do bioma amazônico eram causadas preferencialmente pelas emissões e lançamentos de mercúrio proveniente da mineração aurífera (MANGAL, 2001; LACERDA e MALM, 2008; MIRANDA, 2010).

Experimentos realizados em um trecho de 350 km no curso principal do rio Tapajós (estado do Pará), por pesquisadores de instituições nacionais (Universidade Federal do Pará – UFPA e Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ) e internacionais (Universidade de Quebec – Canadá) mostraram que as concentrações de mercúrio do rio avaliado, não reduzia à medida que aumentava a distância em relação as áreas de garimpagem. Algumas localidades, tais como: Aveiro, Cametá e Santarém situadas entre 150 e 350 km da província garimpeira

Rio Tapajós apresentavam na época chuvosa, concentrações mercuriais mais elevadas que nos garimpos de São Luís e Itaituba (PA). Esta constatação levou os pesquisadores a ponderar à existência de mercúrio natural nos solos da Bacia do rio Tapajós (Amazônia Meridional) (ROULET et al., 1998; ROULET et al., 1999).

A compreensão que envolve as [Hg] *versus* garimpagem de ouro, tomou novos rumos a partir da descoberta científica de Fadini (1999); Fadini e Jardim (2001). Esses ao encontrarem teores relativamente elevados de mercúrio em diferentes matrizes ambientais na Bacia do rio Negro (Amazônia setentrional) admitiram pela primeira vez a possibilidade da existência de Hg natural (litogênico) nos solos do norte amazônico, uma vez que não há histórico de garimpagem de ouro nesta porção da Amazônia.

Na bacia hidrografia do rio Madeira, Lechler et al. (2000) ao avaliarem os impactos regionais de contaminação mercurial causada pela atividade de mineração aurífera artesanal, observaram que as concentrações de mercúrio foram elevadas, bem acima da média global em todas as matrizes ambientais amostradas. Há pouca variabilidade estatística das [Hg] motivaram os pesquisadores a admitir que, os níveis elevados de mercúrio na Amazônia meridional são em grande parte, oriundos de processos biogeoquímicos naturais e, o impacto do mercúrio antropogênico proveniente da mineração não-organizada é relativamente localizado.

Santos et al. (2001) ao analisarem as mudanças paleoclimáticas e paleoambientais ocorridas na Amazônia perceberam que a deposição de Hg em sedimentos de lago, próximo a São Gabriel da Cacheira foram três vezes maior após a última grande Glacial, ocorrida na era geológica Cenozoica / Quaternário. Os autores argumentam que o aumento pode está associado a elevação de temperatura e umidade, assim como da maior frequência de incêndios na Floresta Amazônica durante o Holoceno. Já Fostier et al. (2000) e colaboradores admitem que os solos amazônicos são ricos naturalmente de mercúrio. Entretanto, reconheceram através de experimentos realizados na microbacia hidrográfica de Pedra Preta (Serra do Navio, estado do Amapá) que, o fluxo de entrada do mercúrio no ambiente da Amazônia oriental, via deposição atmosférica, é mais acentuado na estação seca (verão Amazônico).

No início dos anos 1990, o estudo pioneiro desenvolvido por Veigas et al. (1994) mostrou que as queimadas na floresta tropical amazônica representavam uma importante fonte de re-mobilização ou re-emissão de mercúrio para a atmosfera. Os resultados dessa pesquisa constataram que dependendo do tamanho e do volume de biomassa florestal queimada, as

emissões poderiam ultrapassar cerca 90ton de Hg/ano (13,5 g ha). Este impressionante volume de mercúrio emitido pela combustão da biomassa florestal, equipara-se ao total de Hg liberado durante todo o período da segunda corrida do ouro (1978 – 1998) ocorrida na frente de garimpagem do Rio Madeira.

Contraopondo à hipótese de Veiga, Lacerda (1995) após (re) calcular as emissões de mercúrio promovidas pela queima da biomassa na bacia Amazônica brasileira, reafirmou que, o garimpo era a principal fonte de mercúrio antropogênico na Amazônia, e que as [Hg] ocasionadas pela queimada da biomassa vegetal (1.2 a 3.8 g ha) representava uma posição secundária.

Uma série de medições de Hg em particulados atmosféricos foram realizadas por Artaxo et al. (2000) e colaboradores, no qual estimaram por modelagem geoestatística que 63% do mercúrio presente no ar atmosférico da região amazônica, no final da década de 90 estava associado à atividade de extração de ouro, 31% da queima da biomassa e 6,1% provenientes de outras fontes. Deste modo, este renomado físico e sua equipe ratificaram que o mercúrio proveniente da queima do amálgama e da biomassa representavam as principais fontes de emissão, de mercúrio no bioma Amazônico.

Em meados da primeira década deste milênio, Michelazzo et al. (2010) em experimento realizado na fazenda Caiabi (estado do Mato Grosso) observaram que as emissões médias de mercúrio promovidas pela queimada biomassa era de 3,5 g ha, uma média anual de 6.7 Mg. ha / anos. Porém, os resultados demonstraram que a carga de mercúrio presente na biomassa vegetal foi superior a outros experimentos realizados na região Amazônica. Mais equivalente à média registrada por Roulet et al. (1999) na Amazônia setentrional. Além disso, a pesquisa demonstrou que a liteira representa o maior fator de emissão de mercúrio, seguindo pelas folhas e galhos da vegetação.

Recentemente Melendes-Perez et al. (2014) ao estudarem os fatores de emissão de mercúrio através da queima da biomassa aérea, viva e morta, depositada na forma de resíduos orgânicos (matéria orgânica) sob o solo, em um sítio experimental nas proximidades da cidade de Rio Branco (estado do Acre) estimaram uma emissão de 4.1 g Hg ha. Os resultados apontaram que as re-emissões de mercúrio para atmosfera no sul e sudoeste da Amazônia, são oriundas da combustão da serapilheira e do horizonte orgânico do solo. Enquanto a biomassa vegetal vida queimada (folhas, galhos e etc.) apresenta menor contribuição para as emissões.

As preocupações externalizadas nas pesquisas desses e de outros cientistas, em relação à quantidade de mercúrio exportando do solo para outros ecossistemas é salutar, tendo

em vista que o sul da Amazônia em especial a região do interflúvio Purus-Madeira, é uma área sem registro de atividade humana emissora de mercúrio, por exemplo, o garimpo. No entanto, encontra-se na rota de sistemas de circulação atmosférico que possuem um elevado potencial para transportar gases traços (Hg gasoso) e partículas de aerossóis de outras regiões do País para a microrregião do médio rio Purus. (BAKIR et al., 1973; MALM, 1991; BISINOTI et al., 2004).

1.3.4.3 Sistemas atmosféricos que transportam mercúrio para a bacia hidrográfica do rio Purus / AM

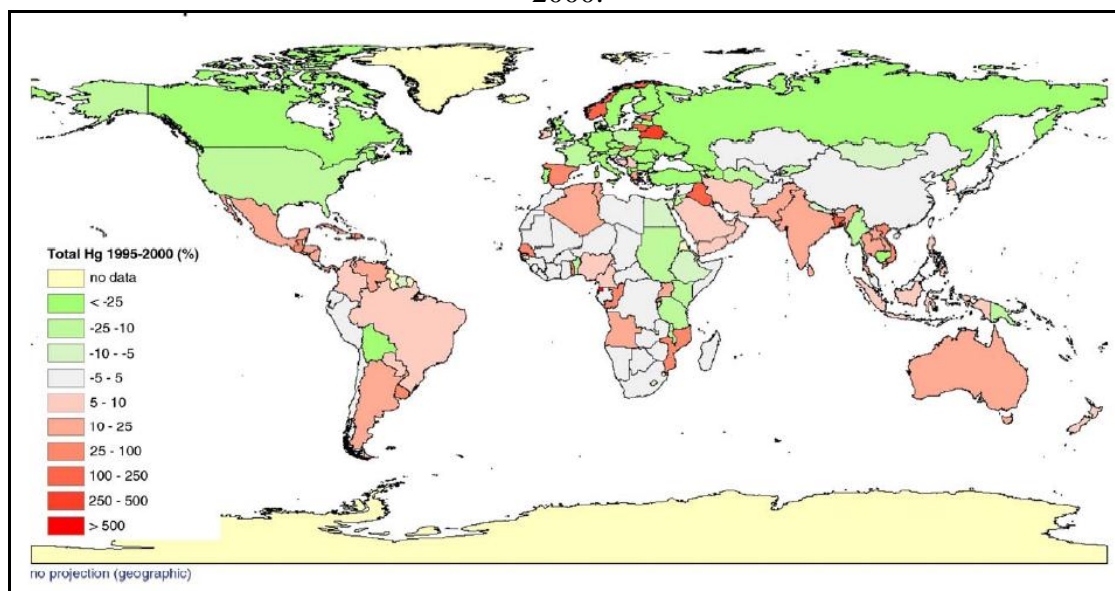
O rio Purus ter suas principais nascentes no altiplano andino peruano. Apesar disso, até hoje não há registro de jazidas auríferas e exploração de ouro no seu leito, seja no território peruano ou brasileiro (GOULDING et al., 2003). Isto significa que durante a primeira e a segunda corrida aurífera ocorrida na bacia Amazônica, não houve lançamento direto de mercúrio pela mineração aurífera na sub-região hidrográfica do rio Purus.

Todavia, Mascarenhas et al. (2004) registraram em peixes capturados no rio Purus e afluentes, teores de mercúrio bem acima do recomendado pela Organização Mundial de Saúde –OMS, Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA e e órgãos de controle ambiental. As altas [Hg] em peixes do rio Acre foram atribuídos ao processo natural de biomagnificação do Hg que ocorre nos lagos formado pelos meandros abandonados em todos os rios de grande sinuosidade na Amazônia ocidental. Os pesquisadores concluíram que o mercúrio presente na ictiofauna e sedimentos entraram no sistema aquático da bacia por meio de deposição atmosférica, oriundos de outras regiões e da lixiviação do próprio substrato geológico da região.

Os estudos já publicados na forma de relatório técnico, monografia de conclusão de curso, dissertação, tese, artigo e resumo científico; fornecem fundamentos teóricos que abre a possibilidade das concentrações de mercúrio presentes no meio físico e biológico da bacia do rio Purus em especial na microrregião do médio Purus (Lábrea, Sul do Amazonas) ser provenientes de duas fontes: natural (ROULET et al., 1998; ROULET et al., 1999; LECHLER et al., 2000; FADINI E JARDIM, 2001; OLIVEIRA et al., 2007) MASCARENHAS et al. 2004; ALMEIDA et al., 2005; FARELLA et al., 2006; MAINVILLE et al., 2006; LINHARES et al., 2009) e, antrópico atmosférico (PFEIFFER e LACERDA, 1988; MALM et al., 1991; LACERDA, 1995; ARTAXO et al. 2000; FOSTIER et al., 2000; LACERDA et al., 2004; BASTOS, 2004; WILSON et al., 2006; LACERDA e MALM, 2008; UNEP, 2008; CARPI et al., 2014).

É possível distinguir dois grupos distintos de fontes (primária e secundária) antropogênicas de mercúrio na interface atmosfera-solo, que de forma direta ou indireta influem nos teores de mercúrio no ambiente sul amazônico (Figura 1.5). A fonte primária de mercúrio é oriunda do substrato geológico que por processo de mobilização é relançado para o ambiente atmosférico durante a extração do cinábrio (minério de mercúrio) e de outros minerais. E, ao longo do processo de extração e refino de combustíveis fósseis (carvão mineral, petróleo e gás natural), que contêm concentrações traços de mercúrio na sua composição natural (WILSON et al., 2006; PACYNA et al., 2010).

Figura 1.5 - Mapa de distribuição mundial de emissões totais de mercúrio entre 1995 e 2000.

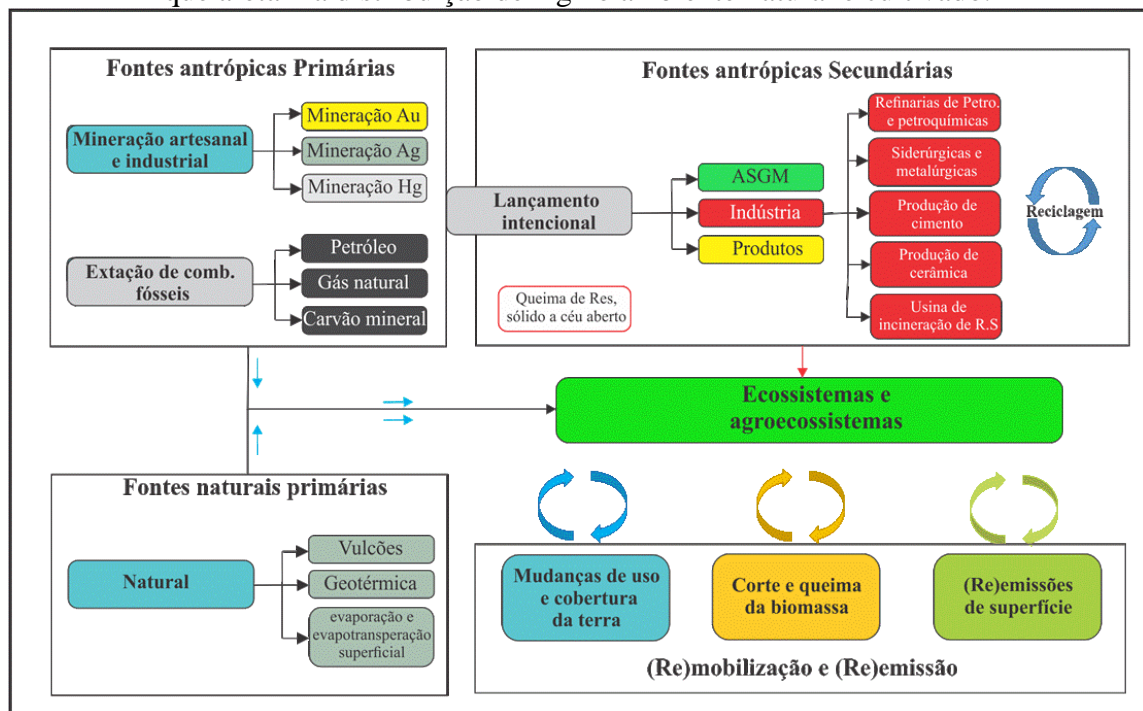


Obs.: Países com cores verdes representa decréscimo nas emissões em 2000 relativo a 1995, e vermelho aumento das emissões. Fonte: Wilson et al. (2006, p.4629).

As fontes antropogênicas secundárias são aquelas que ocorrem pelo lançamento intencional de mercúrio através da indústria, durante a transformação da matéria prima em um novo produto, com maior valor agregado (lâmpada fluorescente, termômetros, barômetros, equipamentos eletroeletrônicos, etc.). Assim como, nas aplicações dentárias (redução acentuada devido ao uso de resinas de porcelana), na exploração aurífera em jazidas secundárias pela mineração artesanal, (atividade que em meados da década de 1990 entrou em forte declínio na bacia Amazônica), na queima de resíduos sólidos a céu aberto ou em usinas de incineração, e por fim, através de mudança (derrubada e queima) da cobertura (desmatamento seguido da queima da biomassa) da floresta para implantação de lavoura e pastagem destinada a criação extensiva de gado de corte e leiteiro (Figura 1.6) (PACYNA et al., 2010).

Para Gurjão et al. (2010) as queimadas são, atualmente, responsáveis pelo relançamento de mercúrio contido na biomassa para a atmosfera. Este ao atingir a camada superior da troposfera pode permanecer por cerca de um ano (365 dias) na atmosfera. Durante este período, através de precipitação seca e / ou úmida, o mercúrio pode incorporar-se ao ecossistema terrestre e aquático na própria região que o emitiu ou depositar-se em sistemas naturais ou artificiais de outras regiões; distantes da fonte de relançamento.

Figura 1.6 – Fluxograma dos tipos de fontes de emissão e processos de remobilização que afetam a distribuição de Hg no ambiente natural e cultivado.



Obs.: Elaborado a partir de Wilson et al. (2006, p. 4629); UNEP (2008, p.2); Pirrone et al. (2010, p.5954); Pacyna et al. (2010, p.2490); Melendez-Perez (2013, p. 11).

Apesar da redução do desmatamento na Amazônia Legal, nos últimos anos, a mudança da cobertura florestal por lavoura e pastagem por meio do manejo de corte e queima, constitui a principal fonte de (re)emissão de Hg atmosférico na Amazônia. A participação desta fonte emissora, pós – segunda corrida aurífera, ganhou tamanha importância nos estudos biogeoquímicos de mercúrio, a ponto de alguns defensores que outrora associavam o mercúrio no ecossistema Amazônico à atividade garimpeira passarem a admitir a possibilidade que, o Hg emitido para atmosfera e posteriormente transportado a longa distância seria responsável pela contaminação mercurial da Bacia Amazônica GURJÃO et al. (2010).

Em artigo publicado na revista Estudos Avançados (USP), intitulado *Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas*, Lacerda e Malm

(2008, p.176) apresenta a seguinte reflexão, cuja concepção teórica, sobre a dinâmica do mercúrio no bioma Amazônico, compartilhamos e defendemos nesta tese:

[...] O desmatamento da Amazônia seguido pela conversão dos solos para diferentes usos que vem ocorrendo desde o início da década de 1970, e agravado a partir do século XXI, também é apontado como uma das causas da remobilização do mercúrio seja de origem natural seja de antrópica. A erosão e lixiviação do mercúrio presente nos solos e a sua re-emissão para a atmosfera mantêm elevadas concentrações no ecossistema amazônico, mesmo após a diminuição do garimpo de ouro [...].

Na conclusão do artigo, os teóricos ratificam que:

[...] A contaminação ambiental por mercúrio é uma realidade, apesar da diminuição das fontes pontuais nas últimas três décadas e da implementação de uma legislação ambiental mais rígida. A grande quantidade de mercúrio emitido por atividades humanas no último século encontra-se, em várias situações, passível de remobilização por processos antrópicos, naturais e também pelas variações climáticas globais e de mudanças nos usos dos solos [...] Lacerda e Malm (2008, p.186).

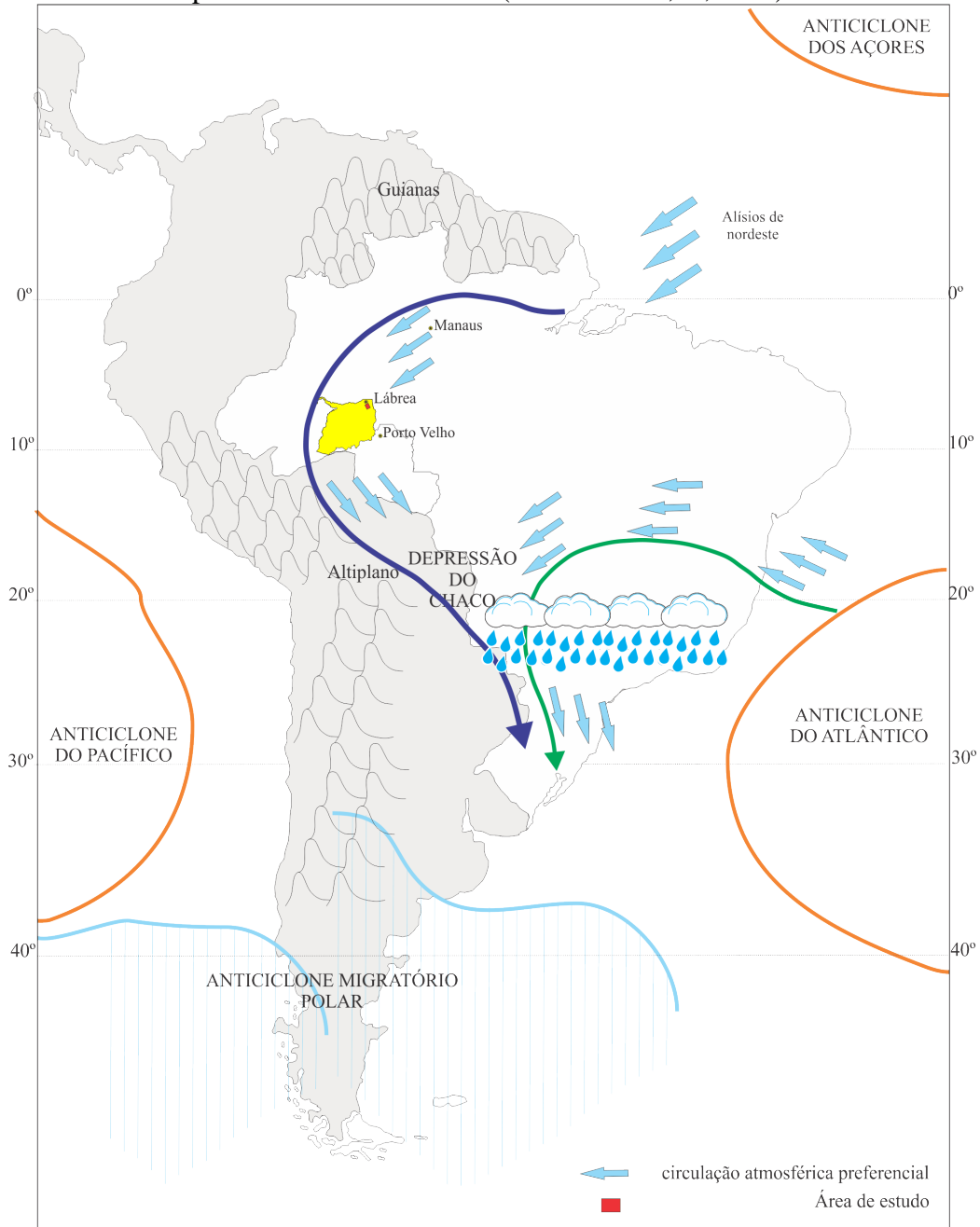
Nesta mesma linha de argumentação podemos deduzir que as demais regiões brasileiras, a décadas tem contribuindo com uma parcela significativa na deposição de mercúrio no ambiente sul amazonense, uma vez que a mudança da cobertura florestal em lavoura, pastos e áreas urbanas, iniciou-se primeiramente no litoral brasileiro, e somente, na década de 1970 na Amazônia. Entretanto, esta afirmação levanta uma questão, como o Hg produzido pela atividade humana nas regiões, sul, sudeste e nordeste chega na microrregião do médio rio Purus, sul do Amazonas?

A microrregião de médio rio Purus (sul do Amazonas), situa-se na trajetória de vários sistemas de circulação atmosférica de grande escala, que afetam o tempo na América do Sul e no espaço geográfica brasileiro, com destaque para: a massas de ar equatorial continental (MEC), equatorial atlântica (MEA) e frente polar atlântica (FPA) entre outros sistemas (MENDONÇA e OLIVEIRA, 2007).

Dentre estas, a MEC, associada a Jatos de baixos Níveis a América do Sul - JBNAS (Figura 1.7), em sua trajetória noroeste-sudeste pode estar deslocando elementos traços e outras substâncias voláteis da Amazônia para as regiões do Centro-sul, complexo nordestino e países vizinhos (FICSH et al., 1998; NOBRE et al., 2009). Por outro lado, a frente polar atlântica (FPA) (Figura 1.8), dependendo da sua intensidade e trajetória, a FPA possibilita o deslocamento de metais traços e outras substâncias gasosas, liberadas na atmosfera pelas indústrias situadas nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, no sul do território amazonense com maior intensidade, uma vez que este sistema de circulação perde força e características

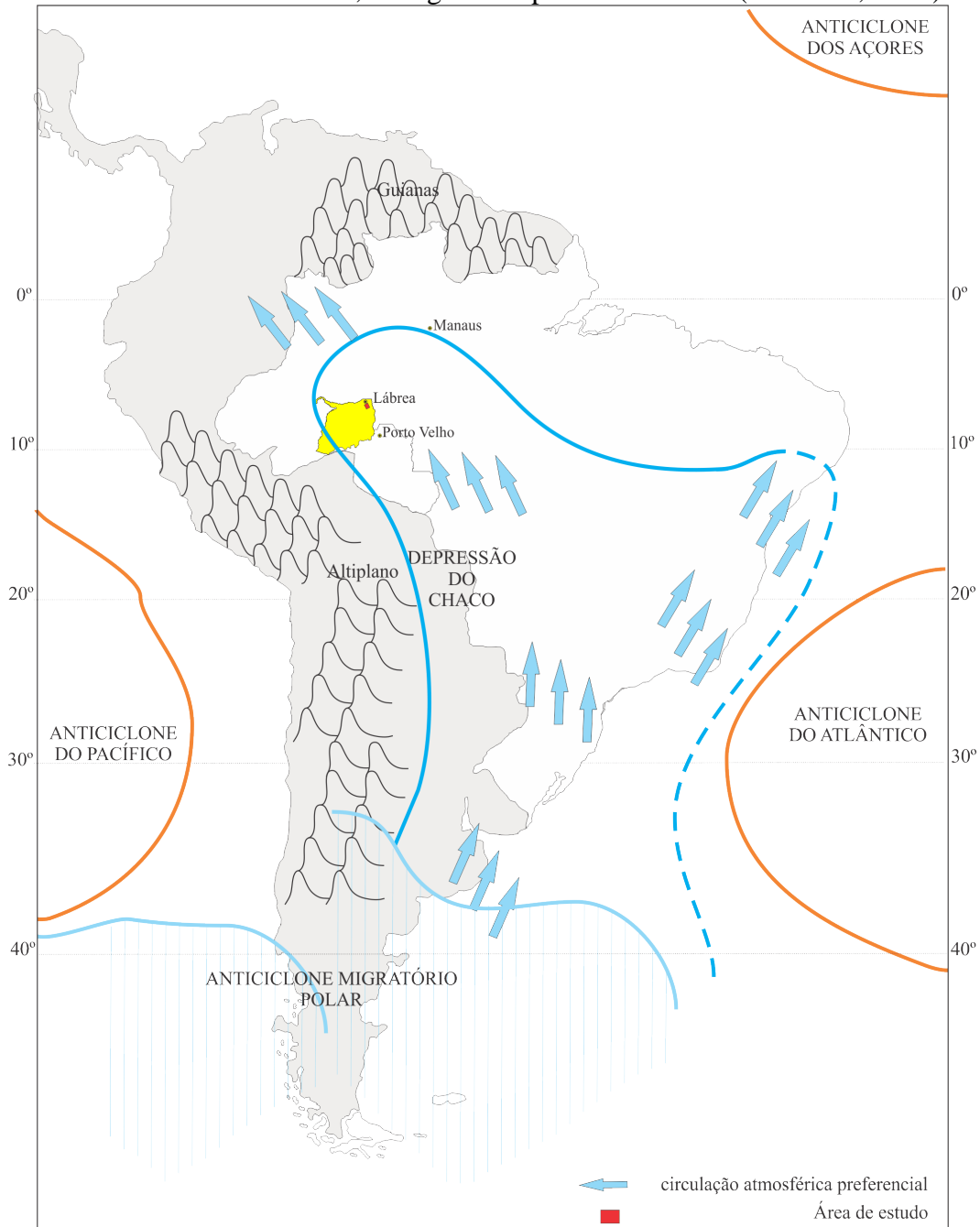
físico-químicas à medida que avança em direção ao paralelo do Equador, ou seja, Amazônia central (CAVALCANTI e KOUSKY, 2009).

Figura 1.7 Modelo conceitual de transporte de umidade, gases traços, partículas de aerossóis e substâncias voláteis a leste dos Andes da Amazônia para Centro-sul do Brasil (Período de N, D, J e F).



Fonte: Elaborado a partir de Artaxo et al. (1998); Artaxo et al. (2000, p.4094); Artaxo et al. (2005, p.186); Cavalcanti e Kousky (2009, p.139); Marengo et al. (2009, p.172).

Figura 1.8 – Modelo conceitual de transporte de gases traços, partículas de aerossóis a leste dos Andes, da região Sul para a Amazônia (Período J, J e A).



Fonte: Elaborado a partir de Artaxo et al. (1998); Artaxo et al. (2000, p.4094); Artaxo et al. (2005, p.186); Cavalcanti e Kousky (2009, p.139); Marengo et al. (2009, p.172).

A característica seca e fria da FPA pode proporcionalmente deslocar um volume menor de material particulado (metálicos e não metálicos) e de substâncias voláteis. Em compensação, a MEC quente e úmida, pode apresenta um potencial maior de transporte e deposição de elementos traços e partículas de aerossóis provenientes de queimadas e caldeiras de industriais (CAVALCANTI e KOUSKY, 2009).

Sobre o transporte a longa distância de elementos traços e substâncias voláteis Artaxo et al. (2005, p.186) informa que:

O transporte à longa distância de gases traços e partículas de aerossol segue o padrão de circulação atmosférica, fazendo com que as emissões da floresta Amazônica saiam do continente sul americano por duas vias principais: o Oceano Pacífico tropical e o Oceano Atlântico sul. Os movimentos convectivos auxiliam este transporte, fazendo com que em determinadas condições as emissões atinjam inclusive a região do Caribe.

A re-emissão de elementos traços pelo setor industrial e agropecuário (corte e queima da florestal para formação de pastagem e áreas agrícolas) brasileiro é uma realidade, reconhecida pela comunidade científica nacional e internacional. Portanto, em áreas remotas sem fontes antropogênicas locais de Hg, a exemplo da microrregião do médio rio Purus, as concentrações de mercúrio na serapilheira e no horizonte orgânico são originadas da precipitação do Hg gasoso (> 99%) sob a estrutura foliar da vegetação natural e cultivada. Este elemento, por sua vez, é incorporado ao solo através dos processos de fragmentação, decomposição e mineralização da matéria orgânica, realizados pela biota do solo (QUADROS et al., 2010; MELENDEZ-PEREZ, 2013).

1.3.4.4 Dinâmica do mercúrio na interface atmosfera-planta-solo

Nas últimas décadas houve um significativo aumento na taxa de desmatamento na sub-bacia hidrográfica do rio Pacιά (SBHP). A modificação da cobertura florestal por área de lavoura e pastagem tem se concentrado na seção do meio curso e foz. Apesar do incremento no desflorestamento, mais 80% da florestal nativa da SBHP encontra-se preservada (LINHARES et al., 2015). Esse percentual de cobertura da terra tem funcionado como um filtro de absorção de GEE e, uma eficiente barreira natural na retenção de metais traços (mercúrio - Hg, Bromo - Br, Cobalto - Co, Chumbo - Pb, Cálcio - Ca, Potássio - K, etc.) (DE FRANÇA, 2006).

A deposição de metais traços, oriundos de fontes naturais e antropogênicas no dossel da vegetação natural e / ou cultivada (reflorestamento, sistemas agroflorestais, quintais agroflorestais, etc.) no AR-Umari ocorre via precipitação úmida (deposição úmida) e, principalmente seca (deposição seca) (REA et al., 1996; MELENDEZ-PEREZ, 2013).

A incorporação do mercúrio (Hg^0 e iônico Hg II) no tecido das folhas dos vegetais pode ocorrer por dois processos: i) adsorção epitelial superficial e ii) absorção por trocas

gasosas estomáticas¹¹. No primeiro processo o Hg é adsorvido (fixado) no tecido foliar da planta. No segundo o mercúrio é absorvido pelas células na camará estomática, durante o processo de troca gasosa (TEIXEIRA, 2008; MELENDEZ-PEREZ, 2013).

Estudos indicam que o volume de elementos traços retidos na superfície das folhas das plantas, por adsorção e respiração estomática, depende do diâmetro e estrutura física do dossel, maior ou menor índice da área foliar da planta, textura ou rugosidade das folhas, ciclo de vida foliar, estado fisiológico da planta e grau de resistência estomática das folhas, assim como areia basal, diversidade, abundância de espécies e características bioclimáticas (TEIXEIRA et al., 2012).

O mercúrio fixado na folha das plantas, pode se transferir para o solo através da queda de folhas (senescência¹²), galhos, ramos, flores e frutos. Estes resíduos orgânicos depositados na camada superficial do solo, sob floresta ou agrofloresta constitui a serapilheira. Outro mecanismo de entrada de mercúrio no solo sob cobertura vegetal ocorre pela “transprecipitação”, neste processo o Hg adsorvido no tecido dos vegetais é transferido ao solo por lavagem do dossel e caule após a chuva. As concentrações mercuriais na água da chuva interceptada têm sido maiores que as [Hg] mensuradas na água chuva recolhida em solo exposto (REA et al., 1996; ERICKSEN et al., 2003; SILVA et al., 2009).

A relação precipitação *versus* interceptação de mercúrio pelo dossel (folhas, galhos, etc.) na floresta nativa que posteriormente é transferido para a serapilheira e o solo, representa um importante sumidouro de mercúrio atmosférica. Porém, o aporte de mercúrio e outras substâncias no horizonte orgânico é diretamente proporcional à quantidade e qualidade de serapilheira produzida e processada pela pedofauna, presente no ecossistema solo sob floresta e/ou agrofloresta (ARATO et al., 2003; TEIXEIRA et al., 2012; BLACKWEL et al., 2015)

Segundo Fortier et al. (2000), as concentrações médias de mercúrio de 0-10cm de profundidade de solo sob floresta têm forte influência do aporte de mercúrio que provém da transprecipitação. Este processo representa mais de 70% do Hg depositado em um ano sob o solo, na floresta tropical na Amazônia Oriental.

Entretanto, Melendez-Perez et al. (2014) ao analisarem as emissões de mercúrio no solo e biomassa, antes e depois da queima da floresta, observaram que as concentrações de mercúrio (40 ng/g) foram mais elevadas nas folhas (30 ng /g) e na madeira dos galhos finos e

¹¹ Os Estômatos são poros para troca gasosa na camada externa das folhas ou caules. Cada estômato é rodeado por células guardiãs que se expandem para abrir os estômatos, permitindo que o oxigênio, o vapor de água ou o dióxido de carbono, bem como outras substâncias voláteis circulem entre os tecidos das plantas e a atmosfera (ART, 2000).

¹² Processo de envelhecimento nos indivíduos maduros, o período próximo ao fim do ciclo de vida de um organismo. Nas plantas decíduas esse processo ocorre antes da queda das folhas (ART, 2000).

grossos. Em amostras de solo as concentrações variaram entre 90 e 148 ng / g. As emissões térmicas de mercúrio durante a queima da floresta totalizaram 4.1g. Hg / ha. Dentre estes compartimentos avaliados o mercúrio contido na serapilheira e no horizonte orgânico, representa 78% e a biomassa quando queimada (folhas, galhos, ramos e caule) somente 14% das emissões.

Em outro estudo realizado na estação experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária da EMBRAPA - Rio Branco, (estado do Acre, Brasil) e na floresta Negra em Cornwall New York (Estados Unidos da América), Carpi et al., (2014) avaliando a emissão de mercúrio gasoso do solo, após a conversão da floresta observaram que as concentrações médias de mercúrio na profundidade de 0-5cm em solo sob pastagem (68.3 ng / g) foram significativamente menor que as concentrações registrada em área da floresta (101.2 ng / g). Estes resultados apontaram que após o desflorestamento do solo, as emissões médias de mercúrio gasoso no sítio de New York (9,13 ng.m⁻² h⁻¹) foram menores que as médias registradas no sudoeste amazônico (21,2 ng.m⁻² h⁻¹). Assim, as emissões no bioma de floresta temperada, é 50% menores que no bioma de floresta tropical Amazônica. Os resultados evidenciam que, a floresta tropical Amazônica e Negra quando preservada, possuem um elevado potencial para funcionar como sumidouro de mercúrio e outras substâncias voláteis nocivas ao meio ambiente.

Esta contribuição, junto com as demais mostra que o ciclo biogeoquímico do mercúrio em qualquer bioma e escala geográfica de análise (local, regional e global) é complexo, isto demonstra que a confirmação científica sobre quanto de mercúrio confinado no ecossistema terrestre e aquático é de origem natural e / ou antropogênico, não é um tema trivial. Por isso, este estudo, não tem pretensão de aprofundar, nesta ou naquela corrente teórica, e tão pouco enveredar pela quantificação do mercúrio, na busca de estabelecer valor de *background* local ou regional, mas valer-se das especificidades biogeoquímicas do Hg no ecossistema solo, com a finalidade de testar, a capacidade de determinadas categorias de uso e cobertura da terra em reter e atenuar a exportação de elementos traços do solo para o ambiente atmosférico e aquático, na área do assentamento Umari / AM, situado na zona rural de Lábrea, sul do Amazonas.

1.3.5 Geoprocessamento

1.3.5.1 Análise espacial de dados geográficos

A análise espacial num sistema de informação geográfico (SIG) tem sido usado por diversas áreas do conhecimento (saúde, geologia, urbanização, meio ambiente, etc.), uma vez que analisa e representa em um mesmo plano de informação (PI), um conjunto de dados associada a uma geometria espacial referente a um determinado fenômeno estudado de forma explícita (CÂMARA et al., 2004a).

A primeira geração de SIG surgiu na década de 1960 no Canadá. Estes apresentavam uma interface complexa, com base em comandos de programação do tipo MS DOS. Além disso, na época, a capacidade de armazenamento, a configuração dos monitores e a velocidade de processamento era muito baixa (CÂMARA et al., 1996).

A evolução da informática que vem ocorrer de forma marcante desde a década de 80, a popularização dos computadores pessoais e o desenvolvimento de sistemas gerenciadores de banco de dados relacionais, possibilitaram a difusão do uso do SIG e da análise espacial. Estas tecnologias deram origem a um novo ramo da ciência, o Geoprocessamento.

O Geoprocessamento no Brasil inicia-se nos anos 80, por ocasião da visita do Dr. Roger Tomlinson, criador do *Canadian Geographical Information System*. Este renomado cientista influenciou a surgimento de vários grupos de pesquisa em diversas instituições de ensino superior do Brasil, por exemplo, UFRJ, USP e INPE (CÂMARA et al., 2004a).

Neste contexto, SILVA (2000, p. 49) propõe que: “Geoprocessamento é um conjunto de técnicas computacionais que opera sobre bases de dados georreferenciados, para transformá-los em informação relevante...”. Por outro lado DANTAS et al. (1996) em sua revisão esclarecem que os SIG atuais podem ser considerados como um tipo de sistema de informação, que pode realizar operações analíticas e espaciais com dados gráficos (mapas, imagens de satélite, fotos aéreas) e não gráficos (estatísticos), sendo capaz de realizar análises espaciais para a obtenção de novas informações. Portanto, o SIG é uma das ferramentas ou instrumentos computacionais usados no Geoprocessamento na tomada de decisões visando a resolução de problemas que ocorrem no espaço.

A utilização de métodos espaciais na resolução de problemas tem crescido nas últimas décadas. Este fato está relacionado ao surgimento de sistemas de informação geográfica (SIG) livres (SAGA, QGIS, SPRING, Terraview, etc.) bem como, modelos

inferenciais espaciais de análise de dados geográficos aplicados a variáveis contínuas, discretas e pontuais. Atualmente, já é possível encontrar em um SIG *free* modelos espaciais voltados a análise isolada de uma dessas variáveis ou a interação de todos ao mesmo tempo, na resolução de problemas sociais, econômicos e ambientais.

Segundo Aronoff (1989) existem quatro grandes categorias de funções na análise espacial por meio de SIG: i) funções de acesso ou pesquisa, classificação e medição; ii) funções de superposição de mapas; iii) funções de análise de vizinhança e; iv) funções de análise de conectividade. Em todas estas, pressupõe o domínio do conhecimento de topologia, uma vez que este define as relações espaciais entre os diferentes elementos gráficos (pontos, linhas, áreas, nós, arcos, etc.).

De modo abrangente associada a topologia os métodos inferenciais espaciais são usualmente apresentados em três grandes grupos: modelos inferenciais de variação pontual, modelos inferenciais de variação contínua e modelos inferenciais de variação discreta (CÂMARA et al., 2004b). Nesta tese, em virtude da natureza da entidade de análise geográfica (ímóvel ou propriedade rural familiar), optou-se pelo modelo inferencial de variação discreta cujos dados físicos, químicos e biológicos de solo foram associados à área (polígono) de produção agrícola de cada imóvel do assentamento rural Umari / AM.

Independente do modelo inferencial adotado na análise dos fenômenos espaciais, a maioria dos métodos espaciais visam mensurar o nível (grau) de dependência espacial. Este parte do entendimento teórico da primeira Lei da geografia. A este respeito Cressie (1993, p.3, nossa tradução) afirma que “a dependência está presente em todas as direções e a sua amplitude reduz (nível ou grau de dependência) à medida que aumenta a dispersão na localização dos dados”. Este princípio leva-nos a deduzir que o nível de dependência espacial está diretamente relacionado à distância que encontra-se os atributos (socioeconômico e ambiental) que explicam um determinado fenômeno no espaço.

O *índice de Moran* (w_{ij}) é o método de análise de dados espaciais, cuja localização está associada a área (polígonos) mais utilizado na resolução de problemas, quando se está lidando com eventos agregados desprovidos de uma localização exata dos atributos avaliados, mas dispõem de valores (concentração de Hg e CO) relacionados a uma área. O nível de dependência ou autocorrelação espacial *Moran* é obtido a partir da comparação entre os valores de uma amostra (Hg, CO, MO, Ca, Mg, etc.) e de seus vizinhos. Índices w_{ij} próximos a 1 pode indicar perfeita correlação espacial ou dependência espacial, próximo a 0, fraca correlação espacial e dependência espacial (ROGERSON, 2012).

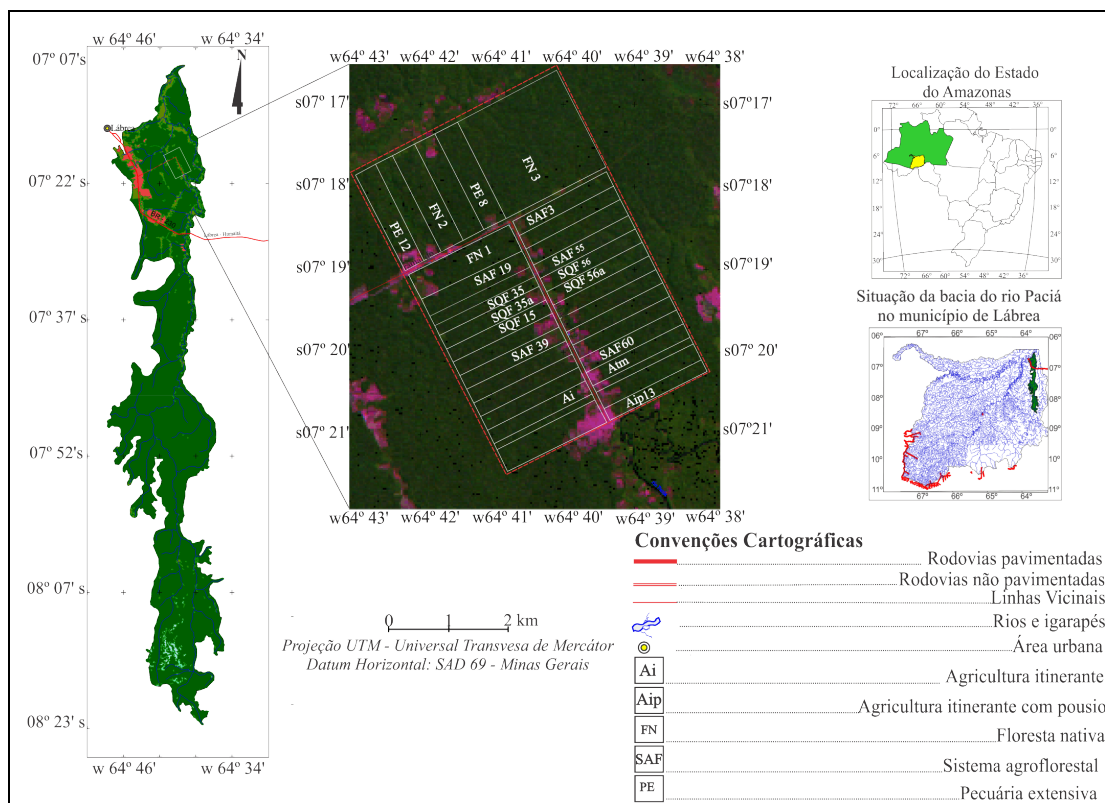
2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

2.1.1 Caracterização geoambiental do Assentamento Rural Umari / AM

O Estudo foi realizado, na área do Assentamento Rural Umari (AR – Umari). Este localiza-se na zona rural do município de Lábrea – AM, região sul do Amazonas. O AR-Umari foi implantado pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma agrária – INCRA no ano de 1996, no médio curso da bacia hidrográfica do rio Pacia. Este assentamento possui uma área de 9017,1 hectares, e 158 famílias assetadas (LEAL, 2009). Este encontra-se delimitado pelas coordenadas geográficas, longitude 64° 40' 14.4" e 64° 34' .26.0" W e latitude 07° 21' 16.5" e 07° 18' 06.4" S (Figura 2.1).

Figura 2.1 – Mapa de localização da área de estudo.



O rio Pacia, é um dos principais afluentes da margem direita do rio Purus, com nascente na área da Terra Indígena Caititu. Sua rede de drenagem situa-se sob o domínio das terras baixas florestadas equatorial sul Amazônica, onde predomina o "clima equatorial úmido" com três meses secos (junho a agosto) e temperaturas médias anuais entre 24° C e 27°

C. O período chuvoso ocorre entre os meses de janeiro a abril, quando ocorrem as maiores precipitações, entre 1310 e 1555 mm ou 60% do total (SILVA et al., 2008).

A origem geológica da cobertura sedimentar da microbacia do rio Pacιά está relacionada a formação da bacia sedimentar do Purus-Amazonas, que formou-se a partir de sedimentos detríticos provenientes da erosão da Cordilheira dos Andes. Estes se acumularam na região gerando espessos depósitos sedimentares flúvio-lacustre da Formação Solimões, com a posterior formação de depósitos fluviais de idade do Pleistoceno-Quaternária da era Cenozoica (DANTAS et al., 2008).

A geomorfologia está condicionada a estrutura geológica local e a atuação compartilhada de processos exógenos (intemperismo, erosão e sedimentação) que promovem a esculturação e denudação das rochas sedimentares anteriormente geradas. Assim, em virtude do grau de entalhamento o relevo da microbacia foi agrupado em três conjuntos morfogenéticos: a) depressão do Ituxi - Jari de baixa dimensão e interflúvios de muito fraco a fraco entalhamento dos vales b) planície fluvial rio Purus e planície fluvial do rio Pacιά e c) formas de terraços fluviais com muito baixo entalhamento e média dimensão dos vales interfluviais.

A cobertura vegetal divide-se em dois grandes grupos distintos: a) vegetação original, composta por floresta ombrófila aberta de terras baixas com palmeiras, floresta ombrófila aberta aluvial e terraços com *Aracaceae*, savana parque com floresta galeria de superfície pediplanada e savana parque sem floresta galeria de superfície pediplanada e b) vegetação cultivada, originária da atividade agropastoril.

2.2 BASE CARTOGRÁFICA

2.2.1 Preparação da base cartográfica e processamento digital de imagens de satélite

Para o reconhecimento prévio da área de estudo foi confeccionado um mapa com dados disponibilizado na rede mundial de computadores pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Neste foram sobrepostos três temas vetoriais: rede de drenagem, rodovias e estrutura fundiária. Para o detalhamento das informações espaciais, foi elaborado um mapa planialtimétrico, com base nas imagens (07S/66-2009 e 08S/66-2009) do banco de dados geomorfológico do Brasil (Topodata), na escala de 1: 250.000 que foi utilizado na delimitação das unidades experimentais (parcelas fixas) e seleção dos pontos para abertura dos perfis de solo.

A seleção das classes de uso e cobertura da terra ocorreu através do tratamento de imagens, captadas pelo satélite LANDSAT-5/TM - senas LANDSAT 5/TM, 233/65 e 233/66, de Lábrea, com resolução espacial (pixel) de 30 metros e composição colorida RGB (TM3 = vermelha, TM4 = verde e TM5 = azul). Após retificação das imagens foi realizada uma pré-interpretação por meio do método de classificação supervisionada com o uso do algoritmo *máxima verossimilhança*, onde foram considerados quatro classes de uso e cobertura da terra: 1) área desmatada; 2) área de floresta nativa; 3) pastagem e 4) solo exposto. Com base nestas informações foi produzido o mapa temático exploratório no qual consta a localização aproximada dos sistemas agroflorestais com dimensão $\geq 10.000 \text{ m}^2$ (MOREIRA, 2001) e demais usos da terra (agricultura, pastagem e floresta). Este subsidiou a demarcação das parcelas (unidades experimentais) e a amostragem de solo em campo.

2.3 LEVANTAMENTO DE SOLO

2.3.1 Coleta de solo por perfil pedológico

Antes da demarcação das unidades experimentais (parcelas fixas) e escavação dos monólitos, foi realizado o levantamento semi-detalhado de solo por ordem de subgrupo pedológico na área do Assentamento rural Umari / AM, comunidade ramal do 12 (EMBRAPA, 2013).

Foram coletadas 68 amostras (Tabela 2.1) de solo em 12 perfis pedológicos, conforme o manual técnico de descrição e coleta de solo propor Santos et al. (2005).

Tabela 2.1 – Localização dos pontos de coleta e amostragem de solo no AR – Umari / AM.

Perfil	Uso da Terra	Coordenadas geográficas		Código do I. rural	Quant. Hor.	Profundidade (cm)	Tipo de Amostragem
		Long. W	Lat. S				
P – 1	Aip13	64° 39' 9"	7° 20' 42"	Lt.62	7	0-160	Trincheira
P – 2	FN	64° 39' 11"	7° 20' 30"	FN	5	0-66	Trincheira
P – 3	SQF	64° 40' 7"	7° 19' 10"	Lt.55	7	0-170	Trincheira
P – 4	SQF15	64° 39' 48"	7° 19' 47"	Lt.37 ^a	8	0-205	Trincheira
P – 5	FN	64° 39' 47"	7° 19' 48"	Lt.33 ^a	5	0-100	Tradagem
P – 6	FN	64° 39' 46"	7° 19' 54"	FN	4	0-80	Tradagem
P – 7	SAF3	64° 40' 48"	7° 18' 18"	Lt.54	6	0-140	Tradagem
P – 8	FN	64° 40' 17"	7° 18' 56"	Lt.44	6	0-157	Trincheira
P – 9	SAF19	64° 40' 5"	7° 19' 23"	Lt.33	6	0-117	Trincheira
P – 10	FN	64° 39' 45"	7° 20' 29"	Lt.43	5	0-130	Trincheira
P – 11	FN	64° 40' 11"	7° 19' 6"	Lt.55 ^a	4	0-80	Tradagem
P – 12	FN	64° 40' 7"	7° 19' 7"	FN	5	0-100	Tradagem
Total	-	-	-	-	68	-	-

Obs.: floresta nativa (FN), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13), sistema agroflorestal (SAF) e quintal agroflorestal (SQF), código do imóvel rural do INCRA (C.I.R). Latitude (Lat. S). Longitude (Long. W). Quantidade de horizontes (Quant. Hor.), profundidade (profund.).

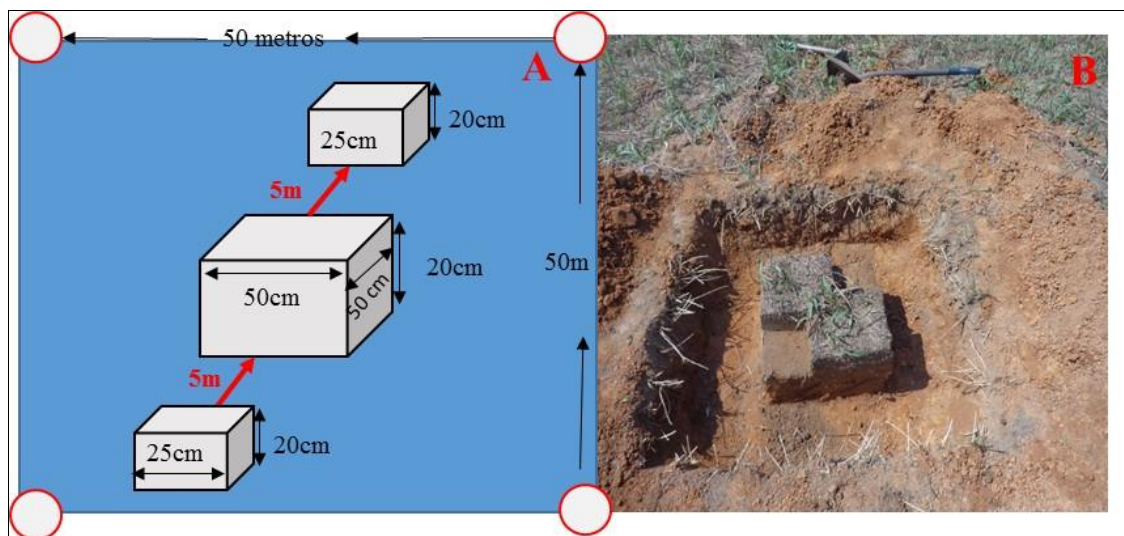
Em cada horizonte foi realizada análise morfológica e extraídos 500g de solo que foram identificadas e armazenadas em embalagens plásticas (polietileno) e transportados em ambiente refrigerado aos Laboratórios Biogeoquímica Ambiental / UNIR e Agroanálise (MT), onde foram realizadas as análises de mercúrio (Hg) e propriedades físicas e químicas de solo.

2.3.2 Instalação de parcelas fixas e escavação de monólitos

Com base nos mapas exploratório de uso da terra e pedológico, no interior de cada sistema agrícola foi instalada uma parcela fixa (unidades experimentais) de 50 X 50m, (23 no total) (FURLAN, 2005), distribuídas no espaço de análise de forma aleatória, da seguinte forma: a) dez (10) parcelas foram montadas no interior de sistemas agroflorestais; b) três (03) parcelas em áreas de agricultura; c) duas (02) parcelas em áreas de pastagem e; como testemunho d) (03) parcelas sob floresta nativa. Após demarcadas com estacas sinalizadoras com tubo de PVC e identificadas com uma numeração sequencial, estas foram georreferenciadas por sistema de posicionamento global – GPS (Figura 2.2).

Foi escavado no interior das unidades experimentais três monólitos de solo um com medida de 0,50 X 0,50m e dois com medida de 0,25 X 0,25m de largura, e 0,20m de profundidade, e distribuídos de acordo com as recomendações de Moreira et al. (2010). No total foram perfurados 123 monólitos de solo (Figura 2.2), 54 no período chuvoso e 69 no período de estiagem sul amazônico.

Figura 2.2 – (A) Modelo esquemático de distribuição dos monólitos na parcela. (B) Imagem do monólito de solo em uma parcela de agricultura itinerante (Ai).



Fonte: (A) Modificado de Moreira et al. (2010). (B) Foto de Joiada, Linhares (2015).

Na camada de 0 – 10cm e 10 – 20cm do monólito foi coletada uma fração de 500g de solo, para determinar as frações granulométricas, matéria orgânica (MO), densidade aparente (Das), atributos químicos e os teores de carbono orgânico total (COT) e mercúrio (Hg). Foram coletadas 216 (Tabela 2.2) amostras (108 na camada 0 a 10cm e 108 na camada 10 a 20cm) de solo. Uma alíquota de 100g de cada amostra foi pesada, destorroada, peneirada e homogeneizada em bandeja esterilizada, com propósito de obter a amostra composta.

Todas as amostras simples e compostas foram identificadas e armazenados em sacos plásticos e transportadas em ambiente refrigerado aos Laboratórios de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal de Rondônia / UNIR e Agroanálise (MT), onde foram realizadas as análises dos atributos físico-químicas de solo.

Tabela 2.2 – Localização das parcelas e monólitos em diferentes classes de uso da terra no assentamento rural Umari / AM.

Monólito	Sistema de uso da terra	Coordenadas geográficas		Quant. de monólitos	N. Amostral	Código do I.R.
		Long. W	Lat. S			
1	FN ¹	64° 40' 19"	7° 18' 37"	6	12	01
2	FN ⁴⁴	64° 40' 17"	7° 18' 56"	6	12	44
3	FN ⁴⁵	64° 40' 01"	7° 18' 30"	6	12	45
4	Ai	64° 40' 19"	7° 19' 10"	3	6	33
5	Ai	64° 40' 19"	7° 18' 37"	3	6	61
6	Ai	64° 39' 59"	7° 20' 07"	3	6	59
7	Ai	64° 39' 47"	7° 19' 40"	3	6	58
8	Ai	64° 39' 37"	7° 20' 20"	3	6	43
9	Ai	64° 39' 40"	7° 20' 13"	3	6	43a
10	Atm	64° 39' 34"	7° 20' 13"	3	6	60
11	Aip13	64° 39' 09"	7° 20' 42"	3	6	62
12	SQF	64° 40' 00"	7° 19' 25"	6	12	35
13	SQF	64° 39' 56"	7° 19' 32'	6	12	35a
14	SQF	64° 40' 12"	7° 19' 01"	6	12	55a
15	SQF	64° 40' 05"	7° 19' 20"	6	12	56
16	SQF	64° 39' 59"	7° 19' 21"	6	12	56a
17	SAF	64° 39' 33"	7° 20' 12"	6	12	60
18	SAF	64° 40' 17"	7° 18' 44"	6	12	54
19	SAF	64° 39' 48"	7° 19' 49"	6	12	39
20	SAF	64° 39' 48"	7° 19' 47"	6	12	37a
21	SAF	64° 40' 01"	7° 19' 23"	6	12	33
22	PE	64° 40' 31"	7° 18' 47"	3	6	8
23	PE	64° 42' 16"	7° 19' 42"	3	6	12
Total				123	216	

Obs.: floresta nativa (FN), pecuária (PE), agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestral (SAF) e quintal agroflorestral (SQF) código do imóvel rural do INCRA (C.I.R). Latitude (Lat. S), Longitude (Long. W).

2.4 INVENTÁRIO FLORÍSTICO

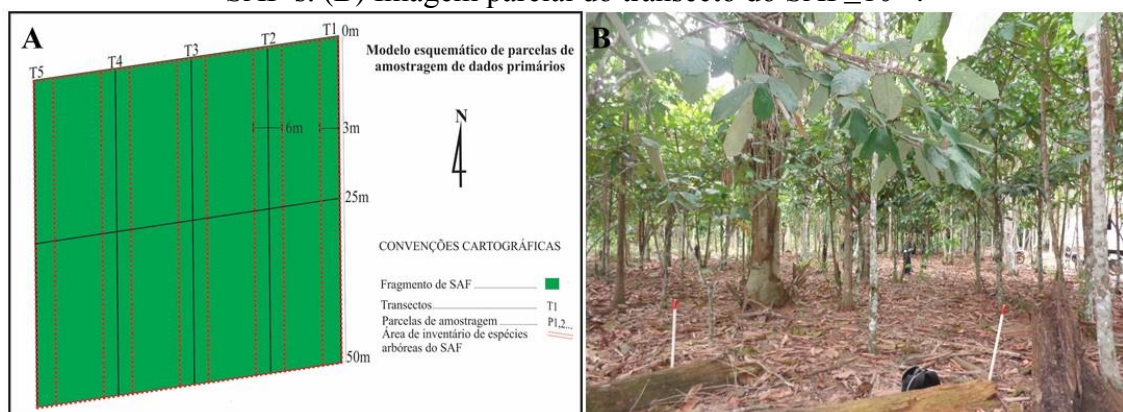
2.4.1 Descrição florística das áreas experimentais

Para avaliar o potencial do carbono orgânico e do mercúrio como indicadores de qualidade pedoambiental diante da mudança de uso e cobertura da terra, foram instaladas 23 parcelas em diferentes usos e manejo do solo, que não receberam agroquímicos na correção de solo (Figura 2.3).

Com a finalidade de caracterizar a composição florísticas das unidades experimentais, cada parcela será subdividida em cinco (05) transectos (trilha de observação) de 10 x 50m, com orientação geográfica Leste-Oeste. Estas foram demarcadas com estacas sinalizadoras com tubo de polietileno (PVC) e identificadas com uma numeração seqüencial.

Em uma faixa de 6m de largura de cada transecto foram identificados, medidos e quantificados os indivíduos adultos e jovens, com estipe (caule) exposto e, que apresentaram inflorescências e infrutescências. Os indivíduos na fase de plântulas foram apenas quantificados. As espécies arbóreas e arbustivas, com diâmetro da altura do peito ≥ 10 cm (DAP ≥ 10 cm) foram, identificadas, fotografadas e georreferenciadas. Também foram coletados dados sobre as características agrônômicas adotadas na implantação do agroecossistema (sistema agroflorestal, quinta agroflorestal, agricultura de corte e queima e pastagem extensiva).

Figura 2.3 – (A) Método de parcela fixa para amostragem de espécies arbóreas em SAF's. (B) Imagem parcial do transecto do SAF $\geq 10^{60}$.



O histórico de uso e ocupação da terra onde foram instaladas as unidades experimentais são descritas a seguir:

I. *Floresta nativa* (FN): área de vegetação nativa típica da floresta sul amazônica. Classificada com ombrófila aberta de terras baixas com palmeiras. Foram selecionadas três áreas de reserva legal, sendo uma (FN⁴⁵) com 300 hectares e duas (FN¹ e FN⁴⁴) de 80 hectares. Nestes fragmentos de floresta nativa, não há histórico recente de corte raro ou seletivo de madeira, bem como cultivo de plantas com adubação ou aplicação de agroquímicos, por isso a parcela situada na FN¹ e FN⁴⁵ foi considerada uma área de referência.

II. *Pastagem extensiva* (PE8): pasto formado exclusivamente de *Brachiaria brizantha* cv. marandu, com aproximadamente oito anos de implantação, após corte e queima da vegetação nativa no ano de 2007.

III. *Pastagem extensiva* (PE12): histórico idêntico a pastagem anterior, porém o plantio da gramínea (*Brachiaria brizantha* cv. marandu) ocorreu após corte e queima da vegetação nativa no ano de 2003. Em 2010 o pasto foi reformado com o roço aparentemente sem queima de erva daninha lenhosa.

IV. *Agricultura temporária mecanizada* (Atm). No período de estiagem de 2011, a vegetação nativa foi removida com o uso de trator de esteira, em seguida procedeu-se a aração e a gradagem. Posteriormente foi realizada a abertura de sucos para semeadura de maniva de mandioca (*M. esculenta*). Em 2015 a área foi abandonada.

V. Na área de *agricultura itinerante* (Ai), a vegetação nativa foi recentemente derrubada e queimada, em seguida foram semeadas manivas (1º ciclo de corte e queima) de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), cuja produção destina-se a fabricação de farinha.

VI. Área de *agricultura itinerante com pousio* (Aip13): a floresta foi convertida em lavoura de *M. esculenta*. O 1º ciclo de cultivo ocorreu entre 1997 a 2001. Após a última colheita a área foi deixada encapoeira. Treze anos depois do pousio (2001 a 2014) a mata secundária foi cortada e queimada para início do 2º ciclo de cultivo de *M. esculenta*, mandioca mansa e brava.

VII. *Sistema agroflorestal* (SAF3): em 2011 houve a conversão da floresta em lavoura de *M. esculenta*, nas entrelinhas dessa cultura plantou-se abacaxi (*A. cosmosus*). Quando a planta de *M. esculenta* atingiu 1m de altura foram plantadas as espécies arbóreas (*B. excelsa*, *T. grandiflorum*, etc.) do SAF.

VIII. *Quintal agroflorestal* (SQF15). Nesta área houve a conversão da floresta em cultivo de *M. esculenta* no primeiro ano (1999). Em 2000 foram plantadas as primeiras mudas de espécies arbóreas (*B. excelsa*, *T. grandiflorum*, *A. aculeatum*, *E. oleracea*, etc.) para formação

do SQF. Antes do plantio das mudas foi usado calcário dolomítico na correção da acidez do solo.

IX. *Sistema agroflorestal* (SAF19). Nesta imóvel rural houve a conversão da floresta em área de cultivo no primeiro ano (1996). As culturas anuais: *M. esculenta* e *Zea mays*, foram plantadas por 2 anos. Em seguida (1998) foram cultivadas as mudas de *B. excelsa*, *T. grandiflorum*, *A. aculeatum*, *E. oleracea*, *C. guianensis*, etc.

Além das unidades experimentais descritas acima foram utilizadas nas análises mais treze (07) sistemas agroflorestais situados no assentamento Umari, tais como: SQF \geq 10³⁵, SQF \geq 10^{35a}, SQF \geq 10³⁹, SQF \geq 10^{55a}, SQF \geq 10^{56a}, SQF \geq 10⁵⁶ e SAF \geq 10⁶⁰; e (05) agricultura itinerante Ai⁶¹, Ai⁵⁸, Ai³³, Ai⁵⁵ e Ai⁵⁹ (nº. sobrescrito refere-se ao código dos lotes no sistema do INCRA). Todos apresentam histórico de conversão do uso da terra similar aos do SAF19, SQF15 e Ai.

Os dados amostrados nas 23 parcelas foram organizados em um banco de dados e, utilizados para estabelecer o número de indivíduos de cada espécie, a distribuição de espécies por família, a abundância relativa (ABr), a frequência relativa percentual (Fr%) e a densidade (Ds. ind. ha / área considerada = 1 hectares) de espécies por parcela. Assim como, o índice de diversidade *alfa* e *beta* (H') e dominância de Simpson. Estes foram estimados através do Módulo *Diversity* do Past 2.17c (HAMMER, 2012).

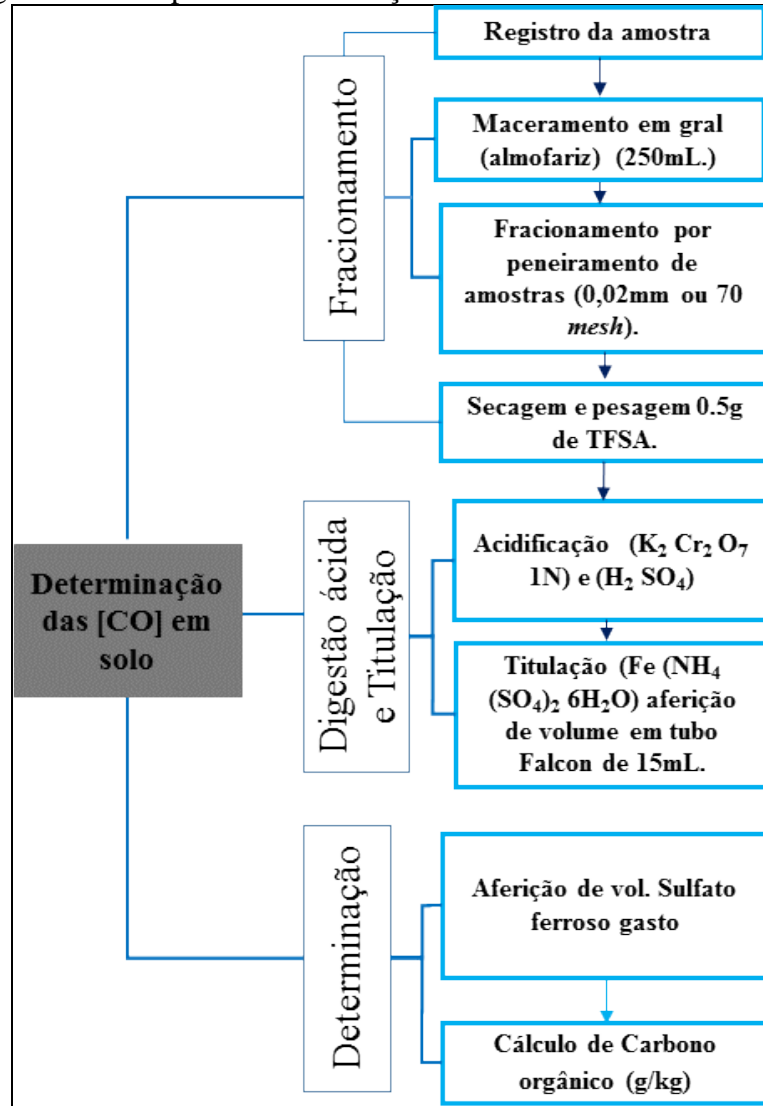
2.5 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

2.5.1 Determinação dos teores de matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO)

Para obtenção dos teores de carbono orgânico total (COT) e matéria orgânica, separou-se 20g de terra fina seca ao ar (TFSA) selecionada em peneira de 80 *mesh*. Em seguida colocou-se 0.5g dessa amostra em um *elenmeyer* de 250ml. Adicionou-se 10ml de solução de bicromato de potássio a 0,4N (K₂ Cr₂ O₇ 1N) e, com cuidado acrescentou-se diretamente na solução 20ml de ácido sulfúrico (H₂ SO₄), agitou-se lentamente o *elenmeyer* para homogeneizar solução. Após esse procedimento as amostras ficaram em repouso por 30 minutos. Terminado o repouso acrescentou-se flureto de sódio (NaF) e 5 gotas de difenilamina a 1% em todas as amostras. Completou-se a digestão acrescentando-se sulfato ferroso amoniacal a 0.5N (Fe (NH₄ (SO₄)₂ 6H₂O) titulando-as até que fiquem verde escura. Para finalizar registrou-se o volume da solução gasta na preparação das amostras. O volume total de carbono e material orgânica (Figura 2.4) foram estabelecidos pela equação: CO = (40

– volume gasto) x f x 0,6 e a $MO = C \times 1.72$, sendo o $f = 40 / \text{vol. de sulfato ferroso gasto na prova branco}$. Cabe lembrar que foram construídas três provas em branco (MENDONÇA, 2005).

Figura 2.4 – Etapas de determinação do COT em amostras de solo.



2.5.2 Análise granulométrica

As frações granulométricas foram medidas a partir de amostras de terra fina seca ao ar (TFSA) por dispersão total. Após acidificação com um dispersante a base de hidróxido de sódio, houve a aferição do volume e a homogeneização com agitador magnético por 20 minutos, em seguida as amostras ficaram no dessecador até atingir a temperatura ambiente e foram pesadas (0,0001g) para argilas. A fração areia (grossa + fina) foi separada por

peneiramento (0,2 mm; no. 70) e a fração silte foi determinada para cada amostra por cálculo de diferença (EMBRAPA, 1997).

2.5.3 Análise de macro nutrientes, pH/H₂O e KCl.

Para caracterização do solo estudada determinou-se as concentrações de Al, Ca, Mg, K, P, o pH em H₂O e KCl através da solução KCl⁻¹mol_L⁻¹ na proporção solo-líquido de 1: 2,5 o pH em KCl. E os teores de nitrogênio (N) foram determinados por digestão e destilação pelo método de Kjeldahl (EMBRAPA, 1997).

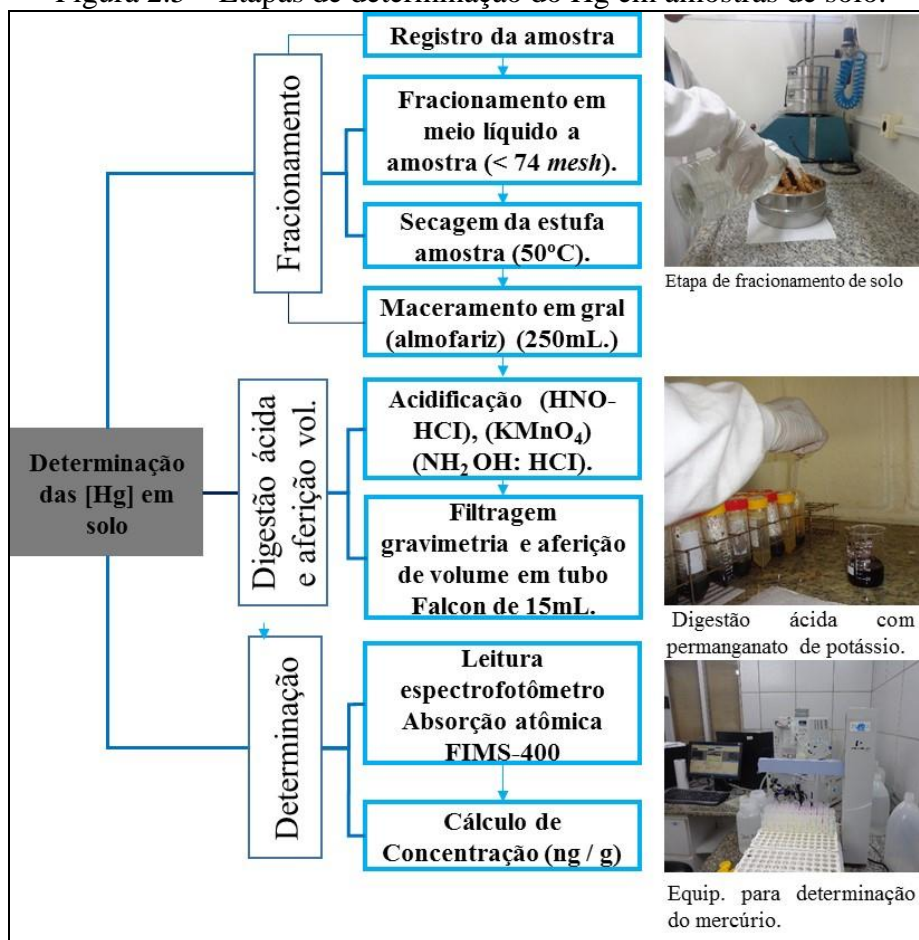
2.5.4 Determinação dos teores mercúrio em solo.

As concentrações de mercúrio total (Hg) foram determinadas por meio do método instituído por Bastos et al. (1998) Através deste, as amostras foram peneiradas na fração de 200 *mesh* (< 74 *mesh*) em meio líquido com água ultra-pura (milli-Q, Milipore). A fração que passou na peneira foi armazenada em um gral de porcelana e seca em estufa à temperatura de 50°. Após secagem, as amostras foram maceradas no próprio gral, em seguida acondicionadas em frascos plásticos rígidos e estéreis. Para determinação das [Hg] do solo, foram adicionados em um tubo de ensaio ≈ 0,500mg de terra fina seca em estufa (TFSE) de cada amostra. Estas foram solubilizadas com ácido nítrico e clorídrico (HNO₃ e HCl) e aquecidas (70 °C = 30 min.) no bloco digestor e, deixada em repouso para esfriar em temperatura ambiente (30 a 60min). Na sequência as amostras foram tituladas com 6 mL de permanganato de potássio (KMnO₄) e novamente aquecidas por 30min. Em seguida deixadas em repouso por 12h. Depois deste prazo adicionou-se cloridrato de hidroxilamina (NH₂OH: HCl) na proporção ≈ 1 mL, até a solução retirar o excesso de oxidante em que a de tonalidade roxa transfere-se à incolor. Logo depois, as amostras foram agitadas e filtradas por gravidade em filtros de celulose (Whatman) para retirar as partículas sólidas e, finalizando a rotina de acidificação foi aferido o volume da solução a 12mL através de um tubo falcon de 15mL (Figura 2.5).

As concentrações de mercúrio das amostras de solo foram determinadas através do aparelho espectrofotômetro de absorção atômica com geração de vapor frio (Flow Injection Mercury System – FIMS – 400. Perkin-Elmer) cuja calibração indicou uma recuperação 95%. Os dados de [Hg] da solução foram processadas através do *software* Winlab-Perkin-Elmer. Todas as análises foram realizadas em duplicata, com brancos controle e amostras de

referência (SS-2 / 140-025-002 – SCP Science) certificada para garantia na qualidade analítica.

Figura 2.5 – Etapas de determinação do Hg em amostras de solo.



2.6 MÉTODOS

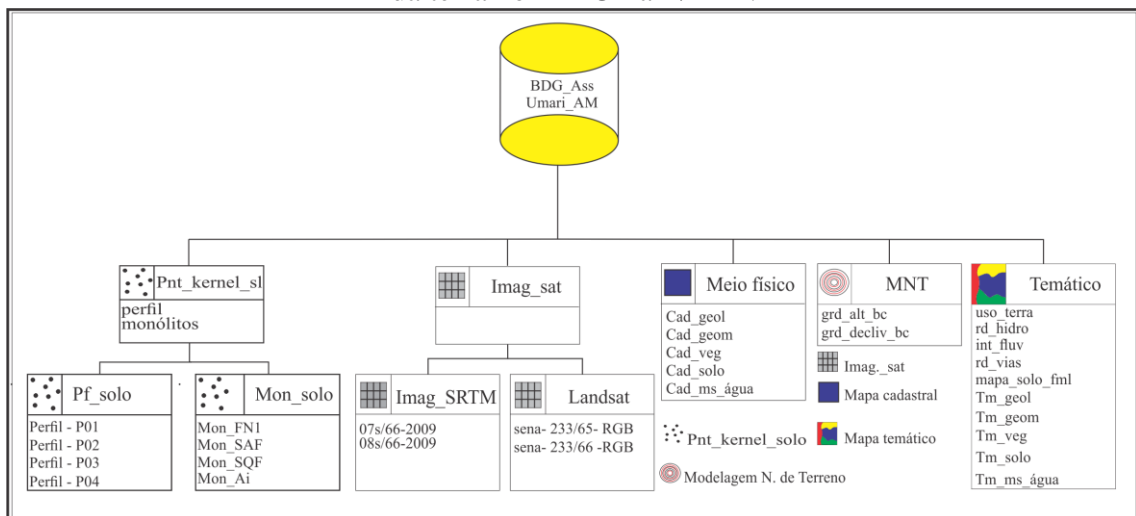
2.6.1 Aplicação de métodos de análise espacial

Os dados relacionados ao levantamento e classificação de solo foi analisado em quatro fases:

I) Arquitetura organizacional dos dados - No módulo principal do SIG/SPRING 5.0 foi definido o Banco de Dados Geográfico – BDG (gerenciador MySQL) onde foram armazenadas as bases cartográficas da temática estudada. Em seguida criou-se o projeto (ASS_AR-Umari / AM) e estabeleceu-se o sistema de projeção cartográfica, Universal Transversa de Mercator (UTM/Zona 20), combinado com o sistema geodésico de referência sul-americano, Datum / SAD 69. Na interface Modelo de Dados foram definidas cinco

categorias com seus atributos e, quatorze Planos de Informação (PIs): i) *Imagem* (Img_Ldsat), ii) *Temático* (uso_terra, rd_hidro, int_fluv, rd_vias e mapa_solo_fml), iii) *MNT* (grd_alt_bc e grd_decliv_bc), iv) *Cadastral* (cad_geol, cad_geom, cad_veg e cad_solo,) e v) *Objeto* (pont_kernel_solo) (INPE, 2010) (Figura 2.6).

Figura 2.6 – Estrutura organizacional do banco de dados geográfico sobre variabilidade espacial de carbono, mercúrio e atributos físicos e químicos do solo em diferentes usos da terra no AR-Umari / AM.



Fonte: Elaborado a partir Borges et al. (1997).

II) Aplicação da MNT - A partir do mosaico da grade retangular dos dados de atitude (folhas 07S/66-2009 e 08S/66-2009 - Topodata) (grd_alt_bc) elaborou-se o mapa hipsométrico. A elaboração desta carta teve início com a análise geoestatística exploratória para obtenção do intervalo das cotas, mínimo (53,574m) e máximo (116,72m) de altitude para AR-Umari / AM. Com base nestes parâmetros foram definidos sete intervalos de altitude (fatiamento variável) a partir do mapa cadastral de unidades geomofológicas.

Os procedimentos para geração do mapa de Kernel iniciou com a seleção da grade de (cad_geom) cada intervalo altimétrico foi associado a uma subunidade de relevo (depressões, terraços e planície). Da interação espacial das variáveis foi gerada uma carta em formato matricial onde por conversão de varredura automática foram estabelecidos os polígonos e as correlações espaciais de conectividade entre as classes de unidades geomorfológicas *versus* cotas altimétricas. Os mesmos procedimentos foram adotados na elaboração da carta de declividade (grd_decliv_bc) onde, o intervalo inicial mínimo encontrado na análise geoestatística foi de 0,02% e o máximo de 16,02%. Da análise visual do mapa hipsométrico

observou-se que algumas unidades de relevo do AR- Umari / AM, em especial de terraços, não apresentaram resultado satisfatório. Por isso, estas foram digitalizadas com base no mapa cadastral (cad_geom). Após ajustes topológicos, estas feições foram agregadas ao mapa hipsométrico definitivo. Nesta carta foram definidos os divisores de água que cortam o AR – Umari / AM bem como, os pontos de amostragem de solo.

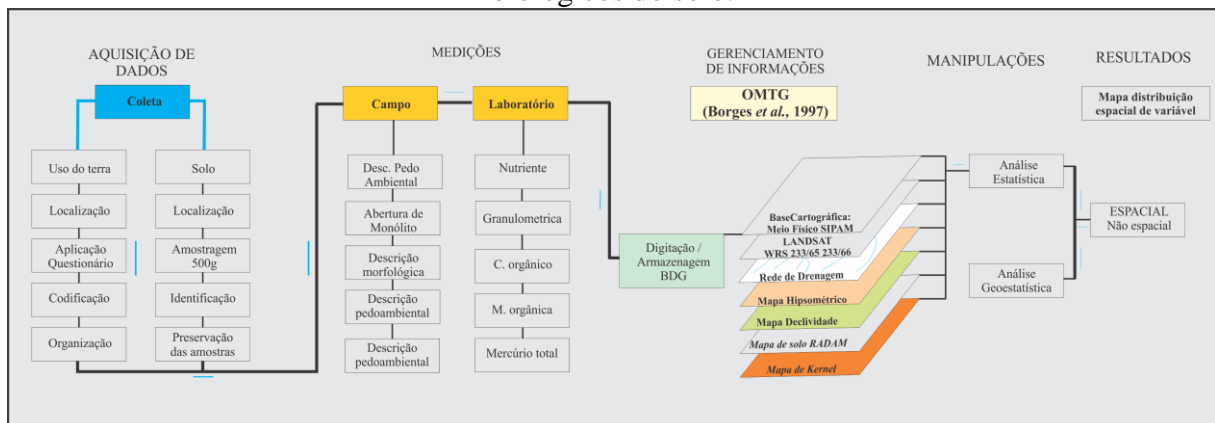
III) Os mapas: geomorfologia e solo (IBGE, 2003a; IBGE, 2003b) foram elaborados da conversão dos mapas cadastrais (cad_geol, cad_geom, cad_veg e cad_solo) em temáticos. A transformação teve início com consulta da coleção de atributos de cada base cartográfica do meio físico do AR – Umari / AM. No visualizador de objeto foram selecionados os atributos correspondentes a cada futura classe temática (cad_Solo = ID, área, perímetro, classes de textura, etc.). Na sequência foi selecionado o interpolador “passo igual”, onde cada atributo de interesse é associado aos dados normalizados de características semelhantes. No *menu* da tabela principal foi assinalada a opção gerar novo PI de classe temática automática que, posteriormente foi associado ao modelo de dados, categoria temática, definida na primeira fase da aplicação dos métodos espaciais, completando a transformação dos polígonos e atributos cadastrais em uma representação cartográfica temática. As incoerências de vetorização foram corrigidas através das ferramentas de edição vetorial do SPRING 5.0 O *layout* final dos mapas temáticos foram definidos no módulo Scarta, seguindo a proposta de representação cartográfica temática de Martinelli (2003).

IV) Estimador ou mapa de Kernel – a partir das coordenadas geográficas obtidas por Sistema de Posicionamento Global – GPS em cada perfil de solo descrito, no interior das unidades geomorfológicas (polígonos) foi gerado um PI / pontos 2D, temático com todos os perfis amostrados na pesquisa entre março e agosto de 2015. Esta informação foi exportada para o SIG/Terraview 4.2 no formato SHAPEFILE (SHP). Por *default*, cada conjunto de coordenadas (Long. W / Lat S) ganhou um ID (identificador) organizado em uma tabela de atributos alfanuméricos. No ato da importação (entrada) para o Terraview, o novo PI gerou uma vista/temática com uma tabela de atributos contendo 12 linhas referente a cada perfil (12 descrito na pesquisa de campo). Adicionou-se a tabela matriz as seguintes variáveis: desc_morfológica, propriedades físicas e químicas dos solos, conforme Santos (2005).

Os procedimentos para geração do mapa de Kernel iniciou com a seleção da grade de eventos (perfis e variáveis de solo), na sequência indicou-se a coluna da variável a ser mapeada (Figura 2.7) No módulo algoritmo de interpolação selecionou-se a função “quântica” e a

opção cálculo de probabilidade. Estes procedimentos permitiram a geração de um conjunto de mapa de célula matricial tridimensional para os seguintes parâmetros analíticos: declividade, área total da cobertura vegetal, áreas das unidades geologia e geomorfologia, parâmetros morfológicos do solo associado a um indicador numérico (não pedregoso = 1, ligeiramente pedregoso = 2, moderadamente pedregoso = 3, pedregoso = 4, etc.,).

Figura 2.7 – Organograma das etapas de mapeamento dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.



Fonte: Elaborado a partir de Santos et al. (2005); Embrapa (2003).

Todos os mapas de Kernel, salvos no formato Geotiff foram incorporados ao BDG do SPRING. O mapa de solo atual do AR-Umari / AM foi confeccionado por análise em tela, através da sobreposição dos PIs oriundos do mapa de Kernel associado a classificação vetorial dos polígonos pedo-geomorfológicos definidos no mapa hipsométrico, no qual em seu interior foi descrito pelo menos um perfil completo de solo e, por probabilidade gerada através dos estimadores ou mapa de Kernel os polígonos de vizinhança que não tiveram nenhuma prospecção pedo-morfológica em seu interior. O *layout* final do mapa de solo foi realizado no Scarta / SPRING, seguindo a padronização das cores das classes de solo 1º e 2º níveis categóricos propostos por EMBRAPA (2013).

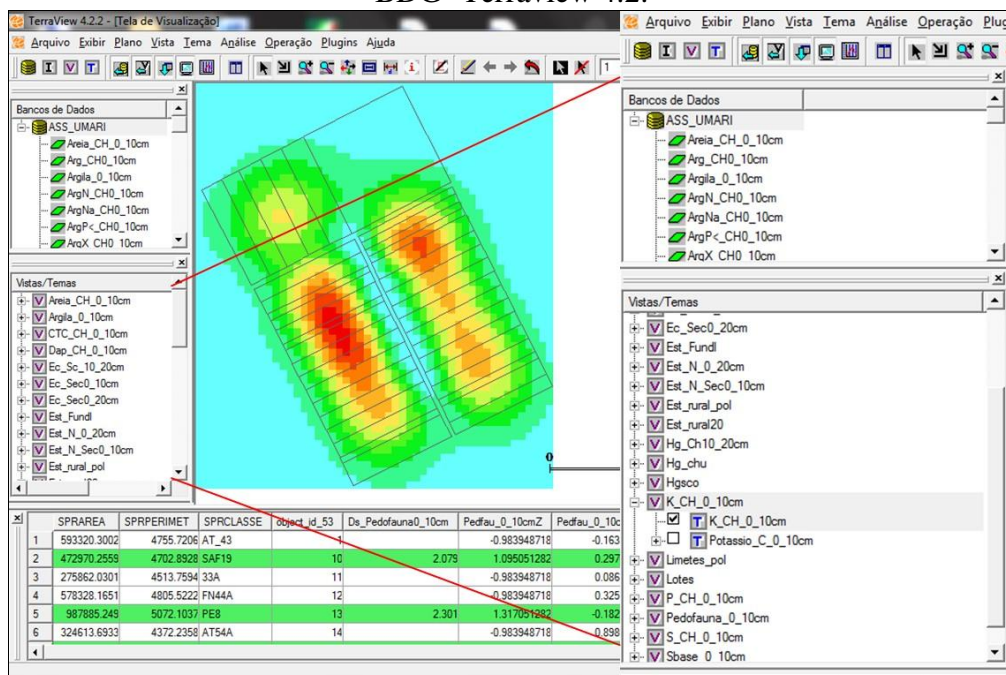
2.6.2 Análise espacial das variáveis: carbono orgânico, mercúrio e atributos físicos e químicos

O delineamento estatístico para as análises dos teores de mercúrio total (Hg) e carbono orgânico (CO) do solo foi inteiramente casualizado. A análise das variáveis físico-químicas e biológicas de solo, etc., foram realizadas em quatro fases:

1ª) aproveitando a arquitetura organizacional dos dados espaciais referentes ao levantamento e classificação do solo, gerado no módulo principal do SIG/SPRING 5.0 foi definido no mesmo Banco de Dados Geográfico – BDG (gerenciador MySQL) um novo projeto (ASS-Umari_AM). Neste manteve-se o sistema de projeção cartográfica, Universal Transversa de Mercator (UTM/Zona 20), combinado com o sistema geodésico de referência sul-americano, Datum / SAD 69 do BDG Levan_Soil_AR-Umari_AM.

2ª) Na interface no Modelo de Dados foram definidas três categorias com seus atributos e, quinze Planos de Informação (PIs): i) *temático* (arg_ch_0-20cm, ar_ch_0-20cm, sit_ch_0-20cm, [Hg]_ch_0-20cm, Ec_ch_0-20cm, K_ch_0-20cm, P_ch_0-20cm, Ca+Mg_ch_0-20cm, N_ch_0-20cm, EN_ch_0-20cm, Al_ch_0-20cm, CTC_ch_0-20cm, SB_ch_0-20cm, ds_ch_0-20cm) e ii) *Objeto* (Lt_Moran_L_soil) (INPE, 2014). Esses PIs foram exportados para o SIG/Terraview 4.2 no formato SHAPEFILE (SHP). Por *default*, cada área (classes temática = parcela fixa ou unidade experimental) ganhou um ID (identificador) organizado em uma tabela de atributos alfanuméricos (Figura 2.8). No ato da importação (entrada) para o Terraview, o novo PI gerou uma vista/temática com uma tabela de atributos contendo 23 linhas referentes a cada parcela / monólito (descrita na pesquisa de campo). Adicionou-se a tabela matriz as variáveis (Hg, COT. MO, areia, silte, argila, pH / H₂O, Ca, Mg, etc.) pertinentes à cada tema descrito na fase anterior.

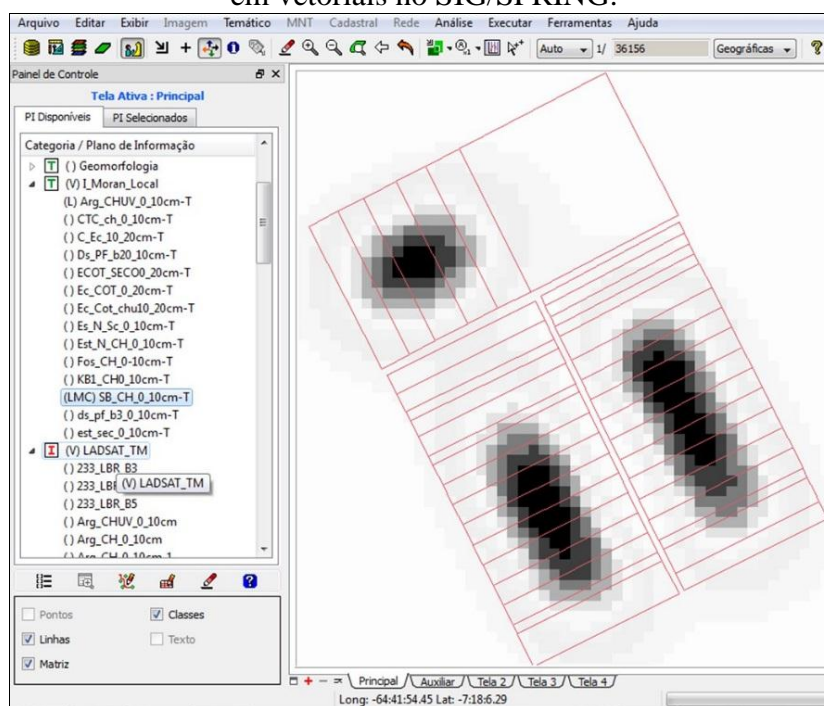
Figura 2.8 – Arquitetura organizacional de dados espaciais e alfanuméricos no BDG- Terraview 4.2.



3ª) Após inserção (digitação) das variáveis físicas, químicas e biológicas de solo nas tabelas de cada vista / temática (Vista temática = plano de informação) do SIG/Terraview 4.2.2, iniciou-se os procedimentos para geração do índice de *Moran global (Im) e local (Li ou Lisa)*, preconizada por Anselin (1995), sendo este último uma decomposição do Índice de autocorrelação espacial Global de *Moran* (ROGERSON, 2012).

4ª) No SIG/SPRING (Figura 2.9) o conjunto de mapas temáticos de concentração dos parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo foram confeccionados por análise em tela, através da sobreposição de informação contidas nos mapas de concentração celular matricial tridimensional temática (tonalidades 0-255 / cinza escuro > [CO e Hg] e cinza claro < [CO, Hg], etc.) que foram associadas por processamento automático a cinco vetores (polígonos) ou classes de concentração (nulo, muito baixa, baixa, média, alta e muito alta concentração), definidas no Modelo de dados temático (INPE, 2010) (Tabela 2.3).

Figura 2.9 – Transformação de dados matricial tridimensional em vetoriais no SIG/SPRING.



Obs: tonalidades escuras no mapa > soma de base (SB) e claras < soma de base (SB).

2.6.3 Critérios de interpretação dos índices de correlação espacial

Com base Anselin (1995); Anselin et al. (2006); Medeiros et al. (2015) foi elaborado os critérios de interpretação geoestatísticos dos *index de Moran Local* obtidos para os teores de mercúrio (Hg), estoque carbono (EC) e atributos físicos e químicos do solo. Foram definidas Seis (06) classes de autocorrelação espacial ou dependência espacial, no mapeamento de

determinado fenômeno geográfico. O detalhamento de cada índice ou nível de dependência espacial (ICE ou NDE) é descrito no quadro 2.1.

Tabela 2.3 – Critérios de classificação e interpretação dos atributos espaciais.

Classes de correlação espacial.	Intervalos de valores	Classes e tonalidades de interpretação espacial
Nulo	Li ou $ICE = 0$	Nulo
Ínfima	$0 > ICE \leq 0.089$	Muito baixo
Fraca	$0.089 > ICE \leq 0,174$	Baixo
Moderada	$0.174 > ICE \leq 0.545$	Médio
Forte	$0.545 > ICE \leq 0.745$	Alto
Perfeita	$0.745 >$	Muito alto

Obs.: Li ou ICE significativo $p-v \leq 0.05$, não significativa $p-v \geq 0.05$. Fonte: Modificada de Medeiros et al. (2015).

2.6.4 Análise estatística convencional

Na segunda etapa de análise, os parâmetros físicos, químicos e biológicos organizados nas grades (tabelas) de atributos do SIG/ Terraview foram ordenados em uma única planilha e, exportada no formato Xls para o *programa* Past version 2.17c. Neste aplicativo foram realizados os testes de estatística descritiva (média, mediana, análise de variância – Anova, desvio padrão, coeficiente de variação, etc.) e média de Tukey $\alpha = 0,05$, na classificação da variabilidade dos atributos do solo. Ainda na perspectiva da estatística convencional foi realizado testes de correlação de Person envolvendo os teores de CO, Hg, textura, pH e, nitrogênio total (NT), matéria orgânica (MO), potássio (K), fósforo (P), densidade aparente (DAS), capacidade de troca catiônica (CTC), soma de base (V%), alumínio (Al) entre outros (ROGERSON, 2012).

O estoque de carbono (EC) do solo foram calculados para cada tratamento (uso e cobertura da terra) e camadas (0-10 e 10-20cm) através da expressão (equação 01) proposta por Fernandes e Fernandes (2013) e a correção do cálculo de estoque de carbono orgânico estabelecido por Carvalho (2009) (equação 02):

$$\text{Est C} = (\text{CO} \times \text{Dap} \times e) / 10 \quad \text{Equação (01)}$$

Em que:

Est C = estoque de carbono total (Mg. ha^{-1}).

CO = Carbono orgânico total (g. kg^{-1}).

Ds = densidade do solo (kg / cm^{-3}).

E = espessura da camada de solo (cm).

$$EstC = \frac{Cs * Ds * \left(\frac{Def^*}{Ds} * e\right)}{10}$$

Equação (02)

Em que:

EstC= estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg.ha⁻¹).Cs = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g.kg⁻¹).Ds= densidade aparente do solo na profundidade amostrada (kg.dm⁻³).Dref = densidade do solo para profundidade amostrada na área de referência (kg.dm⁻³).

e = espessura da camada considerada (cm).

Quadro 2.1 – Critérios de interpretação do índice local de Moran (*Li* ou *Lisa*) no mapeamento dos teores de Hg, CO e atributos do solo em diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari / AM.

Classes do ICE	Descrição dos critérios de interpretação
Perfeita	<i>Index de Moran local</i> gerado no SIG/TerraView com valor de magnitude para as variáveis Hg, CO e atributos do solo > 0.745. Nível de confiança ≤ 5% (<i>lisa</i> sig = <i>p-v</i> ≤ 0,05) e, significância de representação cartográfica do fenômeno (<i>lisa</i> map) seja de: (01) <i>p-v</i> ≤ 0,05, (02) <i>p-v</i> ≤ 0,01 ou (03) <i>p-v</i> ≤ 0.001. Este <i>Im local</i> , geralmente encontra-se circundado com <i>Im local</i> forte e / ou moderada correlação espacial, com nível de confiança ≤ 5%. Este ICE com nível de confiança ≤ 5% (<i>p-v</i> ≤ 0,05), indica altíssima (muito alta) dependência espacial das variáveis no espaço avaliado.
Forte	<i>Index de Moran local</i> gerado no SIG/TerraView com valor de magnitude para as variáveis Hg, CO e atributos do solo entre 0.545 > ICE ≤ 0.745. Nível de confiança ≤ 5% (<i>p-v</i> ≤ 0,05). Geralmente a significância de representação cartográfica do fenômeno é de: (01) <i>p-v</i> ≤ 0,05, (02) <i>p-v</i> ≤ 0,01 e, raramente ocorre com <i>p-v</i> ≤ 0.001. Este <i>Im local</i> aparece circundando áreas com ICE perfeita. E encontra-se cercado por <i>Im local</i> variando de moderada a ínfima correlação espacial. A obtenção deste ICE com nível de confiança ≤ 5% (<i>p-v</i> ≤ 0,05), indica alta dependência espacial das variáveis no espaço avaliado.
Moderada	<i>Index de Moran local</i> gerado no SIG/TerraView com valor de magnitude para as variáveis Hg, CO e atributos do solo entre 0.174 > ICE ≤ 0.545. Nível de confiança ≤ 5% (<i>lisa</i> sig = <i>p-v</i> ≤ 0,05) e, significância de representação cartográfica do fenômeno (<i>lisa</i> map) de: (01) <i>p-v</i> ≤ 0,05 ou (02) <i>p-v</i> ≤ 0,01. É comum ocorrer magnitude de <i>Im local</i> , com <i>p-v</i> > 0,05, portanto, <i>Im local</i> é desprovido de significância geoestatística para as variáveis testadas. Este <i>Im local</i> pode aparecer no mapeamento, circundando áreas com perfeita e forte correlação espacial, com nível de confiança ≤ 5%. A obtenção deste ICE com nível de confiança ≤ 5% (<i>p-v</i> ≤ 0,05), indica média dependência espacial das variáveis no espaço avaliado.
Fraca	<i>Index de Moran local</i> gerado no SIG/TerraView com valor de magnitude para as variáveis Hg, CO e atributos do solo entre 0.089 > ICE ≤ 0,174. É raro haver níveis de confiança para o <i>lisa</i> sig e <i>lisa</i> map inferior a 5% (<i>p-v</i> ≤ 0,05). Este <i>Im local</i> quando significativo (<i>p-v</i> ≤ 0,05) aparece na circunvizinhança sobre a área mapeada, com dependência espacial baixíssima.
Ínfima	<i>Index de Moran local</i> gerado no SIG/Terra View com valor de magnitude para as variáveis Hg, CO e atributos do solo entre 0 > ICE ≤ 0.089. É comum, não haver níveis de confiança de 5% do <i>lisa</i> sig e <i>lisa</i> map. Este <i>Im local</i> quando significativo (<i>p-v</i> ≤ 0,05) aparece na extremidade da área mapeada. A obtenção deste ICE com nível de confiança ≤ 5% (<i>p-v</i> ≤ 0,05), indica uma tendência de independência espacial das variáveis no espaço mapeado.
Nulo	<i>Index de Moran local</i> gerado no SIG/Terra View com valor de magnitude igual a zero (<i>Im</i> = 0). Nível de significância igual a zero (<i>lisa</i> sig = <i>p-v</i> =0,00) e nível de significância de representação cartográfica do fenômeno, igual ao valor 0 (<i>lisa</i> map / ou <i>p-v</i> = 0, 00). Quando o <i>Im local</i> para as variáveis Hg, CO e atributos do solo atingirem este <i>index</i> significa ausência total de dependência espacial das variáveis na área de estudo.

Fonte: Elaborado a partir de Anselin (1995); Anselin (1996); Anselin et al. (2006); Medeiros et al. (2015).

2.6.5 Limites de referência de mercúrio no solo

Os procedimentos e critérios para mensuração da qualidade de solo quanto a ocorrência de mercúrio nos sistemas de uso e cobertura da terra avaliados, independentes da fonte de contaminação foram estabelecidos por Conama (2009) e os valores de orientações propostos pela CETESB (2005), conforme quadro 2.

Quadro 2.2 – Valores orientadores de qualidade de solo para substâncias químicas em áreas agrícolas.

Substância	Cas nº.	Referência de qualidade	Prevenção	Intervenção
Mercúrio mg/kg	7439-97-6	0,05	0,5	12
Mercúrio ng/g	7439-97-6	50	500	1200

Fonte: Conama nº 420/2009.

3 RESULTADOS

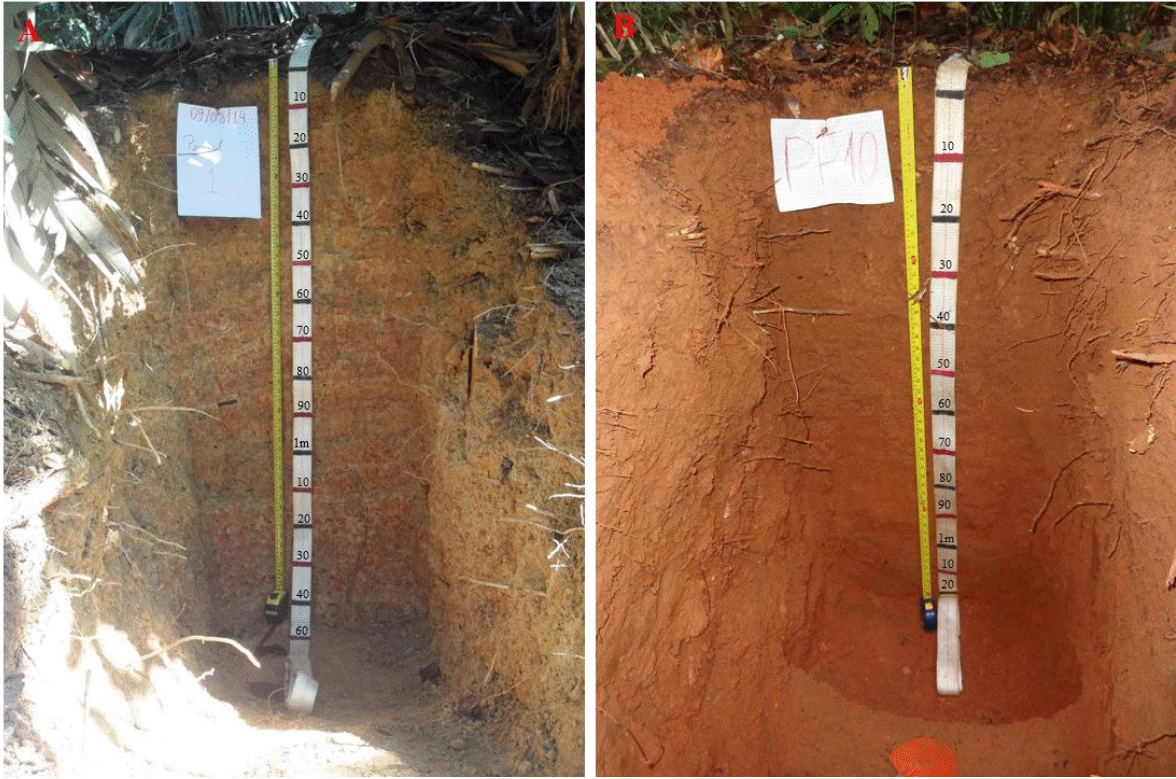
3.1 CARACTERIZAÇÃO PEDOGEOMORFOLÓGICA E MORFOLÓGICA DE SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NO ASSENTAMENTO RURAL UMARI / AM

3.1.1 Levantamento de solo em diferentes ambientes geomorfológicos e uso da terra

A geomorfologia na área do assentamento rural Umari / AM apresenta uma predominância da unidade denudacional, classificada de depressão Ituxi – Jarí, com platô rebaixado e topos planos, que representa 51,32% da área de estudo. Apenas 2,0% é constituída por planície fluvial de rios secundários e efêmeros. A partir da cobertura da terra e da topografia do terreno foram identificadas três unidades pedogeomorfológica.

i) *Planície e terraços fluviais recentes (Apf)*. Formada por áreas planas resultantes da acumulação de materiais detríticos fluviais. São periodicamente inundadas, principalmente durante o período chuvoso e água alta do rio Pacιά. Margeando a unidade de Apf, há formação de terraços fluviais (Atf). Neste geoambiente há predominância da floresta ombrófila aberta aluvial com palmeiras. Em alguns pontos no curso principal e nos afluentes do rio Pacιά, existem áreas de lavoura (manutenção e comercial), pasto limpo formado até a beira d'água para possibilitar a dessedentação do rebanho bovino e sistemas agroflorestais (SAF). Os solos da planície fluvial estão relacionados ao retrabalhamento de partículas sólidas inorgânicas (areia, silte e argila), que por ação dos cursos d'água e variação do lençol freático podem apresentar encharcamento permanente ou periódico, influenciando a disposição das camadas (horizontes) dos solos, dependendo da dinâmica hidrológica local. Nesta unidade pedogeomorfológica foi observada a formação de dois grupos pedológicos, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solo SiBCS: o primeiro constituído pelos Neossolos flúvicos (P5, P6, P11, P12), de maior representatividade em termos de dimensão espacial, na planície fluvial secundária no AR-Umari / AM, todos descritos no terço inferior da vertente. O segundo, correspondente a ordem dos Plintossolos Háplicos (P1 / corte de barraco na planície secundária do rio Pacιά) (Figura 3.1). A presença de mosqueado a partir de 25 cm de profundidade no P1 (10R 5/8, pouco, médio e difuso) e horizontes em diferentes estágios de gleização e plintização, características típicas dos solos hidromórficos amazônicos (ROSOLEN e HERPIN, 2012).

Figura 3.1 (A) – Perfil 1 de Plintossolo Háplico sob floresta aluvial. (B) Perfil 10 de Argissolo Vermelho Amarelo sob floresta nativa de terraço fluvial no assentamento rural Umari, Lábrea / AM.



Obs.: (A) perfil em corte de barranco escavado em 09/08/2014 e (B) perfil em trincheira descrito em 31/03/2015. Foto de Joiada, Linhares (2015).

ii) *Terraço fluvial recente* (Atf). Foram abertas duas trincheiras, referentes aos perfis P3 e P7. A descrição morfológica e os resultados laboratoriais dos atributos físico-químicos possibilitaram classificá-los de Argissolo Vermelho e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico. Apesar dos perfis P3 e P7 estarem distantes da rede de drenagem principal e secundária, e das depressões de inundação, ambos apresentaram mosqueados (10R 5/8, pouco, muito pequeno a médios e distintos) a partir de 110cm de profundidade (Tabela 3.1). A derrubada da cobertura florestal para construção da estrada que dar acesso ao assentamento rural Umari /AM, causou maior exposição do solo a ação dos agentes climáticos, apesar da pouca declividade do terreno.

iii) *Tabuleiros de terra firme da depressão Ituxi-Jari* – (Dpij) esta unidade ocupa a porção central de terra do AR – Umari /AM, é caracterizada por um ambiente que apresenta altimetria entre 71,2 e 92,3m com baixíssima amplitude de relevo, onde predominam fisionomias aplainadas e, geoformas retilíneas com ondulações suaves em pontos isolados.

Tabela 3.1 – Características morfológicas de perfis de solos em diferentes ambientes pedo-geomorfológicos no AR-Umari / AM.

Horiz.	Profund. (cm)	Cor munsell (úmida)		Textura	Granulometria (%)		
		Matriz	¹ Mosqueado		Areia	Silte	Argila
Perfil 01 – Planície fluvial de rio secundário / Plintossolo Háplico típico							
A	0-08	5YR 6/4		Fr-argiloarenosa	39,0	36,6	24,4
A ₂	8-25	5YR 5/4		Argiloarenosa	45,6	16,7	37,7
AB ₃	25-34	5YR 5/6	10R 5/8, po., méd. e dif.	Argilosa	40,7	17,9	41,4
BAf	34-47	5YR 5/6	10R 5/8, co., pq. e dif.	Argilosa	37,3	19,3	43,4
Bf	47-66+	5YR 5/6	10R 5/8, co., méd. e dif.	Argilosa	42,3	16,7	41,0
Perfil 02 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho plintossólico							
Ap	0-13	10YR 4/4		Fr. Argiloarenosa	55,6	16,7	27,7
A ₂	13-30	10YR 5/4		Argiloarenosa	49,0	16,6	34,4
A ₃	30-43	7.5YR 6/6		Argilosa	39,0	17,6	43,4
AB	43-55	7.5YR 6/8		Argilosa	42,3	16,3	41,4
BA	55-74	7.5 YR 7/6		Argilosa	42,3	18,4	39,3
B _t	74-100	5YR 5/6	10R 5/8, po., mpeq. e dis	Argilosa	42,3	16,7	41,0
Perfil 3 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho plintossólico							
Ap	0-26	10YR 4/4		Fr. argiloarenosa	49,0	23,9	27,1
A ₂	26-45	7.5 YR 4/4		Franco argilosa	42,3	23,3	34,4
A ₃	45-70	7.5 YR 5/6		Argiloarenosa	49,0	13,3	37,7
AB	70-110	7.5YR 5/6		Argilosa	39,0	16,6	44,4
BA	110-130	5YR 5/6		Argilosa	35,6	16,7	47,7
B _{t1}	130-150	5YR 5/8	10R 5/8, po., mpq. e dis.	Argilosa	35,6	13,0	51,4
B _{t2}	150-170+	2.5YR 5/8		Argilosa	25,6	18,6	55,8
Perfil 05 - planície fluvial de rio secundário / Neossolo Flúvico gleissólico							
A	0-20	2,5Y 5/4		Francoarenosa	79,0	04,1	16,9
A ₂	20-40	10YR 5,4		Fr. argiloarenosa	59,0	13,3	27,7
Ag ₃	40-60	10YR 5,4	5Y 5/3, ab., pro., méd. e dis	Francoargilosa	42,3	23,3	34,4
A ₄	60-80	10YR 6/4		Francoargilosa	40,7	23,3	36,0
A ₅	80-100+	10YR 5/6		Francoargilosa	39,0	23,3	37,7
Perfil 07 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho plintossólico							
Ap	0-10	10YR 6/6		Francoargilosa	42,3	18,4	39,3
A ₂	10-30	10YR 6/8		Argilosa	42,3	16,7	41,0
A ₃	30-52	7.5YR 6/8		Argilosa	39,0	17,6	43,4
AB	52-82	5YR 6/8		Argilosa	35,6	20,0	44,4
BA	82-110	5YR 6/6		Argilosa	35,6	18,7	45,7
B ₁	110-140+	2.5YR 7/8	10R 5/8, po., mméd. e dis.	Argilosa	35,6	16,7	47,7
Perfil 8 - tabuleiros de terra fr. da depressão Ituxi-Jari / Argissolo Vermelho-Amarelo							
A	0-23	10YR 6/8		Argiloarenosa	45,6	14,7	39,7
A ₂	23-44	10YR 6/8		Argilosa	39,0	20,0	41,0
A ₃	44-69	10YR 6/6		Argilosa	39,0	17,2	43,8
AB	69-100	10YR 7/8		Argilosa	35,6	20,0	44,4
BA	100-126	7.5YR 7/8		Argilosa	39,0	15,3	45,7
B ₁	126-157+	5YR 5/8		Argilosa	34,0	18,3	47,7
Perfil 09 - tabuleiros de terra fr. da depressão Ituxi-Jari / Argissolo Vermelho Distrófico típico							
Ap	0-13	10YR 6/4		Fr. argiloarenosa	39,0	20,0	41,0
A ₂	13-25	10YR 6/6		Argilosa	39,0	17,2	43,8
A ₃	25-46	10YR 6/6		Argilosa	37,3	18,3	44,4
AB	46-56	7.5YR 6/6		Argilosa	35,6	18,7	45,7
BA	56-94	7.5YR 6/6		Argilosa	39,0	13,3	47,7
B	94-117	2.5YR 6/8		Argilosa	39,0	12,9	48,1
B ₂	117+	2.5YR 6/8		Argilosa	32,3	18,4	49,3

¹ po: pouco; co: comum; ab: abundante; pro: proeminente; dif: difuso; dis: distinto. mpeq.: machas pequena; mméd.: manchas médias ² fr.: fraca, mod.: moderada, fo.: forte; peq.:pequeno, mpeq.: muito pequeno; méd.: médio;gr.: grande; mgr.: muito grande; gran.: granular, bl. angular; bl. sub.: bloco subangular; prism.: prismático; pqce.: pequena cerosidade; modce.: moderada cerosidade. ³ so: solto; mac.: macio; lig.dr. ligeiramente duro; dr.: duro; mdr.: muito duro; ext.dr.: extremamente duro; mfri.: muito friável; fri.: friável; fi.: firme; mfi.: muito firme; ext.fi.: extremamente firme.

Nas zonas de contato com as unidades de planície e terraços fluviais recentes são observadas feições de rampas suavemente inclinadas esculpidas (moderada dissecação) em coberturas sedimentares indiferenciadas. A cobertura vegetal natural é constituída por floresta ombrófila aberta, nas áreas mais baixas sujeitas as inundações sazonais e nas margens dos cursos d'água temporários e efêmeros há ocorrência de diversas espécies de *Arecaceae* com *Euterpe precatória* Mart., *Oenocarpus bataua* Mart., *Attalea maripa* (Aubl) Mart., etc.

Foram identificados no pedoambiente da depressão Ituxi-Jari (Dpij), no terreno com declividade de 0,22 a 4,1% duas classes de solo, sendo no terço superior da vertente uma ampla mancha de Argissolo Vermelho e Argissolo Vermelho-Amarelo (P8, P9 e P10) (Figura 3.2), e no terço médio da vertente da Dpij uma pequena mancha de Latossolos Amarelo (P4). Nestes a vegetação de cobertura da terra é composta de floresta ombrófila aberta, mata secundária e plantio de espécies florestais consorciadas no interior de sistemas agroflorestais (SAF's). Observou-se que a proximidade com a rede de drenagem efêmera favorece a formação de manchas com coloração amarela esbranquiçada e avermelhada, não evidenciando horizonte plúntico e gleissólico.

Figura 3.2 (A) – Perfil 8 de Argissolo Vermelho Amarelo sob floresta nativa.
(B) Perfil 9 de Argissolo Vermelho sob sistema agroflorestal (SAF19) no assentamento rural Umari, Lábrea / AM.



Obs.: Perfis escavadores e descrito em 26/03/2015. Foto de Joiada, Linhares (2015).

3.1.2 Atributos químicos e granulométricos dos perfis de solo

Foi observada a dominância da fração franco argiloarenosa nos horizontes superficiais em quase todos os perfis estudados, com pouca variação textural entre os ambientes geomorfológicos posicionados nas áreas mais elevadas (tabuleiros de terra firme da depressão Ituxi-Jari) da paisagem do AR – Umari / AM e os rebaixados marcados pela planície e terraços fluviais (Tabela 3.2).

Os Neossolos Flúvicos (Perfis P6, P11, P12 e P5) apresentaram a areia como fração dominante, cujos teores chegaram a 70% no horizonte superficial, diminuindo em profundidade com o menor teor registrado na camada A₅ de 39%. A natureza mineralógica do material detrítico origina um solo basicamente formado por grãos de quartzo de diferentes diâmetros e, por conseguinte a menor taxa de intemperismo que confere a este um incipiente desenvolvimento pedogenético.

O P4 (Latosolo Amarelo – dados não tabelados) também apresentou a areia como fração dominante, cujos teores variaram de 54,0% no horizonte superficial, a 45,6% no horizonte B₃. Este solo é formado basicamente por grãos de quartzo e argila do grupo das goetitas, características morfológicas que confere a está pequena mancha de Latossolo de textura franco-argiloarenosa a argiloarenosa no horizonte superficial e subsuperficial. Esta peculiaridade morfológica foi registrada nos testes em campo. Dentre os demais perfis de solos analisados apenas o P5 evidencia-se variações significativas na textura, de argiloarenosa a franco-argiloarenosa entre as camadas superficiais e subsuperficiais. Com o aumento do teor de argila, o padrão textural alterou-se a partir da camada Ag₃ para francorgilosa, até a camada A₅. Além disso, observou-se uma pequena descontinuidade textural entre os horizontes e, nos teores de carbono orgânico em profundidade que apresentaram distribuição irregular, caráter típico da ordem dos Neossolos.

No perfil 1, houve a predominância da fração fina (argila) nos horizontes de transição (AB e BA) e diagnóstico (Bf). Neste último, associada a fração argila foi observado a presença de pequenos fragmentos de plíntita, popularmente chamado de cascalho. As características pedogenéticas e pedoambientais indicam tratar-se de um horizonte plíntico em formação de origem autóctone imaturo, pois apresenta nódulos esferólitos e fragmentos compostos de oxi-hidróxidos de ferro associados a fração argila, com moqueados vermelho amarelado, caráter típico dos plintossolos.

Os solos estudados apresentam valores de relação para silte/argila (RSA) distintos. O P1 (Plintossolos) identificado no relevo de planície e terraços fluviais e o P3 (Argissolo)

presente na área da depressão Ituxi-Jari apresentaram valores mais elevados de RSA, entre 1,5 e 0,9, principalmente no horizonte superficial. Nos demais perfis os valores foram baixo, exceto o perfil P4, que apresentou 0,002 de RSA na camada A₁ (ausência acentuada de argila e silte) e valores relativamente elevados nas demais camadas.

Os valores de pH em água e KCl (Tabela 3.2) não apresentaram variações significativas em todos os tipos de ambientes geomorfológicos e solos. Estes variaram de 4,26 a 4,68 em água e 3,57 a 3,98 em KCl. É possível observar na que o pH em KCl permaneceu inferior ao pH /H₂O em todos os perfis.

Tabela 3.2 – Propriedades químicas em diferentes ambientes pedo-geomorfológicos no AR – Umari / AM.

Horiz.	Parâmetros Estatísticos	pH		P mg/dm ³	K	Ca	Mg	Al	Relação S/A
		H ₂ O	KCl						
Perfil 01 – Planície fluvial de rio secundário / Plintossolo Háptico típico									
A e B	Média	4,68	3,98	1,04	22,8	0,2	0,12	2,5	0,62
	DP.	0,08	0,13	0,39	3,49	0,12	0,04	0,52	0,49
	Mín.	4,6	3,8	0,5	18	0,1	0,1	1,9	0,4
	Máx.	4,8	4,1	1,4	27	0,4	0,2	3,1	1,5
Perfil 02 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho Distrófico plintossólico									
A e B	Média	4,67	3,82	1,57	21,50	0,28	0,17	2,95	0,47
	DP.	0,08	0,08	1,12	13,90	0,08	0,05	0,31	0,08
	Mín.	4,6	3,7	0,5	11	0,2	0,1	2,4	0,4
	Máx.	4,8	3,9	3,4	49	0,4	0,2	3,3	0,6
Perfil 3 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho Distrófico plintossólico									
A e B	Média	4,67	3,89	0,93	16,43	0,30	0,19	3,23	0,49
	DP.	0,11	0,16	0,38	5,80	0,08	0,07	0,79	0,23
	Mín.	4,5	3,7	0,5	10	0,2	0,1	2,2	0,3
	Máx.	4,8	4,1	1,4	24	0,4	0,3	4,1	0,9
Perfil 05 - tabuleiros de terra fr. da depressão Ituxi-Jari / Neossolo Flúvico Dist. gleissólico									
A	Média	4,40	3,68	1,08	14,12	0,16	0,12	2,69	0,48
	DP.	0,19	0,19	0,67	3,08	0,07	0,04	0,75	0,28
	Mín.	4,20	3,50	0,30	11,20	0,10	0,08	1,80	0,002
	Máx.	4,70	4,00	2,00	19,30	0,25	0,17	3,67	0,70
Perfil 07 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho Distrófico plintossólico									
A e B	Média	4,30	3,57	0,85	14,10	0,20	0,15	6,60	0,43
	DP.	0,14	0,08	0,33	2,92	0,04	0,03	1,21	0,05
	Mín.	4,10	3,50	0,60	10,80	0,15	0,11	5,08	0,40
	Máx.	4,50	3,70	1,40	18,80	0,25	0,17	8,43	0,50
Perfil 8 - tabuleiros de terra fr. da depressão Ituxi Jari / Argissolo Vermelho-Amarelo Dist.									
A e B	Média	4,28	3,58	0,83	14,18	0,17	0,12	6,00	0,42
	DP.	0,15	0,15	0,38	3,31	0,08	0,04	0,51	0,08
	Mín.	4,10	3,40	0,30	10,40	0,10	0,08	5,33	0,30
	Máx.	4,50	3,80	1,40	19,70	0,30	0,17	6,58	0,50
Perfil 09 - tabuleiros de terra fr. da depr. Ituxi Jari / Argissolo Vermelho Dist. H. típico									
A e B	Média	4,26	3,61	0,86	13,94	0,13	0,10	6,07	0,39
	DP.	0,10	0,09	0,50	2,32	0,03	0,02	1,18	0,07
	Mín.	4,10	3,50	0,30	11,80	0,10	0,08	3,98	0,30
	Máx.	4,40	3,70	1,70	18,60	0,15	0,12	7,25	0,50

Obs.: fósforo (P), potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), alumínio (Al), Matéria orgânica (MO), relação silte / argila (S/A). Horizonte (horiz.). Profundidade (Profund.). Desvio padrão (DP). Mínimo (Mín.). Máxima (Máx.).

Neste caso a predominância da capacidade de troca de cátions (CTC) sobre a capacidade de troca de ânions (CTA), este é um indicativo da fração argila e a presença preponderante de caulinita, que reflete a pobreza química dos solos no AR-Umari / AM (MELO et al., 2006).

Apesar da pouca variação na média de acidez (4,26 e 4,68 pH/H₂O) entre os perfis solo, os resultados mostram que a acidez elevada aumenta com a profundidade, exceto no P3. Este padrão de acidificação pode está relacionado a elevados teores de Al trocável e baixíssima disponibilidade natural de nutriente.

Os níveis de cálcio [Ca], magnésio [Mg] e potássio [K], apresentaram aumento sutil nos horizontes superficiais do P1, P2 e P3. Nos demais as [Ca] e [Mg] foram baixas em todos os pedoambientes e mantiveram-se entre 0,08 e < 0,30 cmol_C / dm³. Em oposição ao comportamento das bases trocáveis os teores médios de alumínio, que variaram > 2,5 e < 6,07 cmol_C / dm³, se mantiveram altos em todos os perfis. Observou-se entre as unidades de solo-relevo estudados uma tendência dos horizontes apresentarem teores médios de Al³⁺ > 2,5 cmol_C / dm³, com exceção do horizonte superficial do perfil 01 de Plintossolo e, na camada A₁ do perfil 05 de Neossolo cujos valores permaneceram ≤ 2,0 cmol_C / dm³.

Os teores de fósforo acompanharam a mesma tendência de disponibilidade de nutrientes observados para as bases trocáveis. Os teores médios de fósforo foram baixíssimos (< 1,6 mg / dm³) e não apresentaram variabilidade significativa entre a diversidade de solo-relevo existentes no AR-Umari / AM. Os maiores teores médios de P, 1,08 e 1,57 mg / dm³, foram registrados no horizonte A₁, nos perfis P2 e P5 respectivamente.

3.1.3 Caracterização química dos solos sob diferentes usos da terra

Os perfis de solos analisados não apresentaram características químicas significativamente diferentes. Em todos os sistemas de uso da terra avaliados, a Soma de Bases (SB) e Saturação por Base (V%), foram muito baixas o que releva o caráter distrófico dos solos do AR-Umari / AM. Entretanto, a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) apresentou alguns valores expressivos em especial no solo sob floresta nativa (P8 / FN) de terra firme e sistemas agroflorestais com dezenove e três anos (P7 / SAF3 e P9 / SAF19) de implantação cuja médias CTC mantiveram-se valores > 9,00 Cmol_c / dm³, e nos demais uso da terra em torno de 7,00 Cmol_c / dm³ (Tabela 3.3).

Em contrapartida, os valores médios de saturação por alumínio (m%) ficaram acima de 70%, para os solos sob floresta nativa de várzea e agricultura itinerante com pousio de treze anos (Aip13), entre 79,08 e 85,15% e os solos sob quintal agroflorestal (SQF≥10⁵⁵) e

sistemas agroflorestais com dezenove e três anos de adoção (SAF3 e SAF19) entre 88,45 e 95,63 a saturação de alumínio.

Os maiores teores médios de carbono orgânico (CO) ocorreram nos horizontes superficiais, exceto no P5 (Floresta nativa) que apresentou teores elevados no horizonte subsuperficiais Ag3. A presença de CO no horizonte A₁ sob diferentes usos da terra seguem as seguintes ordens de grandeza SAF19>FN>SAF3>Aip13>SQF_{≥10}⁵⁵>FN.

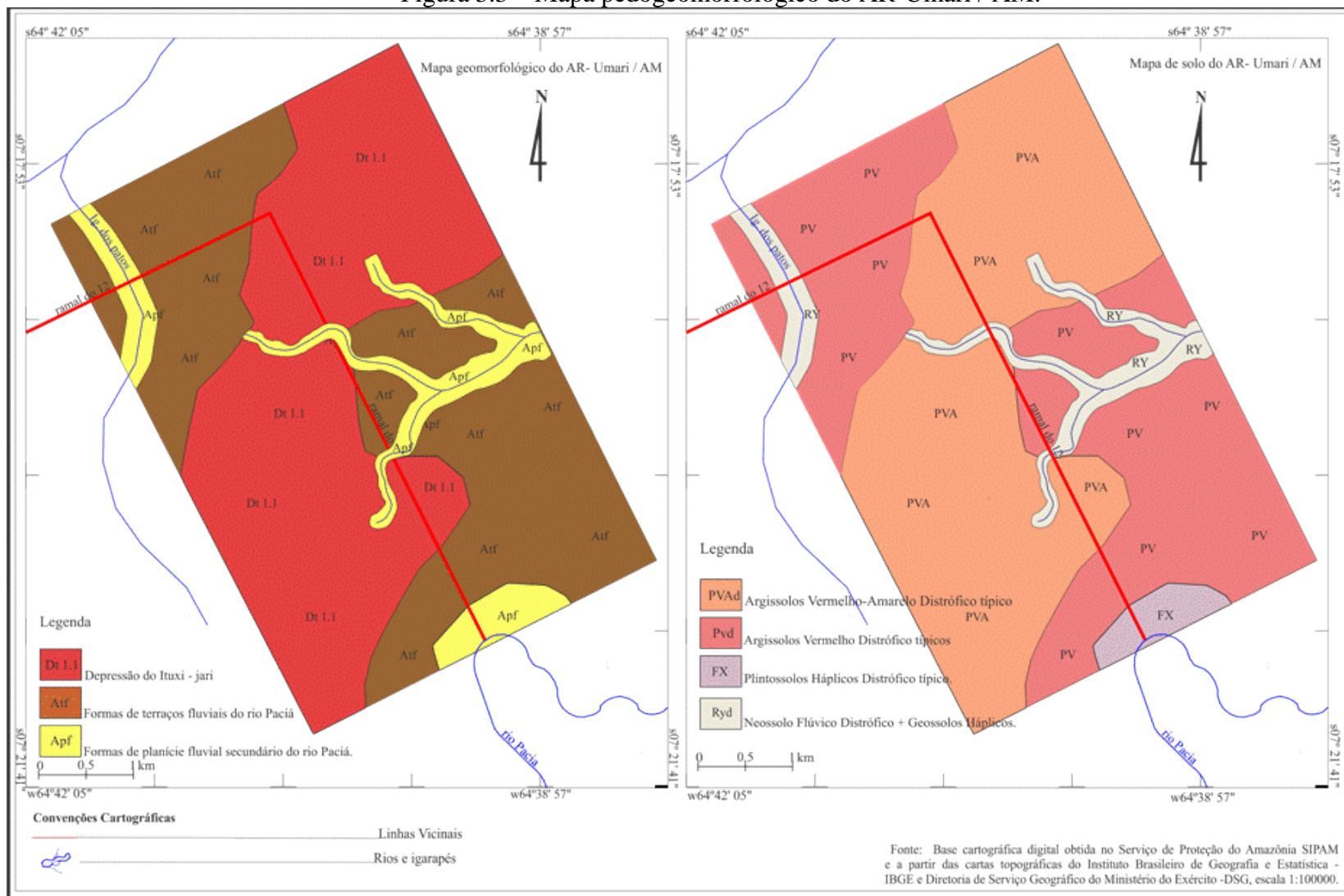
Tabela 3.3 – Média das propriedades químicas do solo em diferentes sistemas de uso da terra no AR-Umari/AM.

Uso da terra	Parâmetros Estatísticos	SB	CTC	V	M	C
		Cmol _c / dm ³			%	
Perfil 01 – Planície fluvial de rio secundário / Plintossolo Háplico típico						
Aip13	Média	0.48	7.68	6.5	85.15	20.30
	DP	0.16	1.57	1.12	5.11	4.13
	Máx.	0.7	10.7	7.6	90.7	28.31
	Mím.	0.3	6.3	5	76.6	16.88
Perfil 02 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho Distrófico plintossólico.						
FN	Média	0.54	6.2	8.06	79.08	16.648
	DP	0.38	0.86	4.68	19.40	2.41
	Máx.	1.2	7.4	16.3	92	19.61
	Mím.	0.2	5.1	4.8	45.2	13.69
Perfil 3 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho Distrófico plintossólico.						
SQF ⁵⁵	Média	0.3	7.2	5	91.7	18.68
	DP	0.17	0.86	1.53	6.50.0	2.39
	Máx.	0.2	5.8	3.8	76.4	14.85
	Mím.	0.7	8.3	7.9	95.1	21.64
Perfil 05 - tabuleiros de terra fr. da depressão Ituxi-Jari / Neossolo Flúvico Dist. gleissólico.						
FN	Média	0.29	7.29	3.87	92.68	29.5
	DP	0.11	1.13	2.68	6.39	6.11
	Máx.	0.21	4.95	2.88	79.3	16.8
	Mím.	0.47	7.74	9.49	93.62	32.1
Perfil 07 – terraço fluvial recente / Argissolo Vermelho Distrófico plintossólico						
SAF3	Média	0.38	9.49	4.05	94.36	25.73
	DP	0.07	0.90	0.75	1.46	3.08
	Máx.	0.46	10.51	5.08	95.99	29.3
	Mím.	0.29	8.55	2.9	92.53	22.4
Perfil 8 - tabuleiros de terra fr. da depressão Ituxi Jari / Argissolo Ver-Amarelo Distrófico						
FN	Média	0.32	10.00	3.23	94.90	26.98
	DP	0.11	0.61	0.99	1.48	1.56
	Máx.	0.52	10.79	4.82	96.45	28
	Mím.	0.21	9.01	2.29	92.46	24.5
Perfil 09 - tabuleiros de terra fr. da depr. Ituxi Jari / Argissolo Vermelho Dist. Háplico típico						
SAF19	Média	0.26	10.40	2.55	95.63	28.21
	DP	0.05	0.47	0.45	1.48	1.41
	Máx.	0.32	10.85	2.95	97.09	30.8
	Mím.	0.21	9.61	1.94	92.56	26.6

As informações pedológicas levantadas neste estudo foram integradas em uma base digital, através dessa foi possível realizar o cruzamento de informação através de algoritmo probabilidade espacial dos SIG's / TerraView 4.2 e SPRING. Nestes, a partir dos planos de

informação que serviram de referência (declividade, cobertura florestal, geologia, relevo e atributos da descrição morfológica de solo em campo), foi possível confeccionar um mapa temático de solo do AR-Umari / AM. onde foi constatada a dominância espacial dos Argissolos Vermelho e do Argissolos Vermelho Amarelo. O Latossolo Amarelo Distrófico foi a classe de menor representatividade (Figura 3.3).

Figura 3.3 – Mapa pedogeomorfológico do AR-Umari / AM.

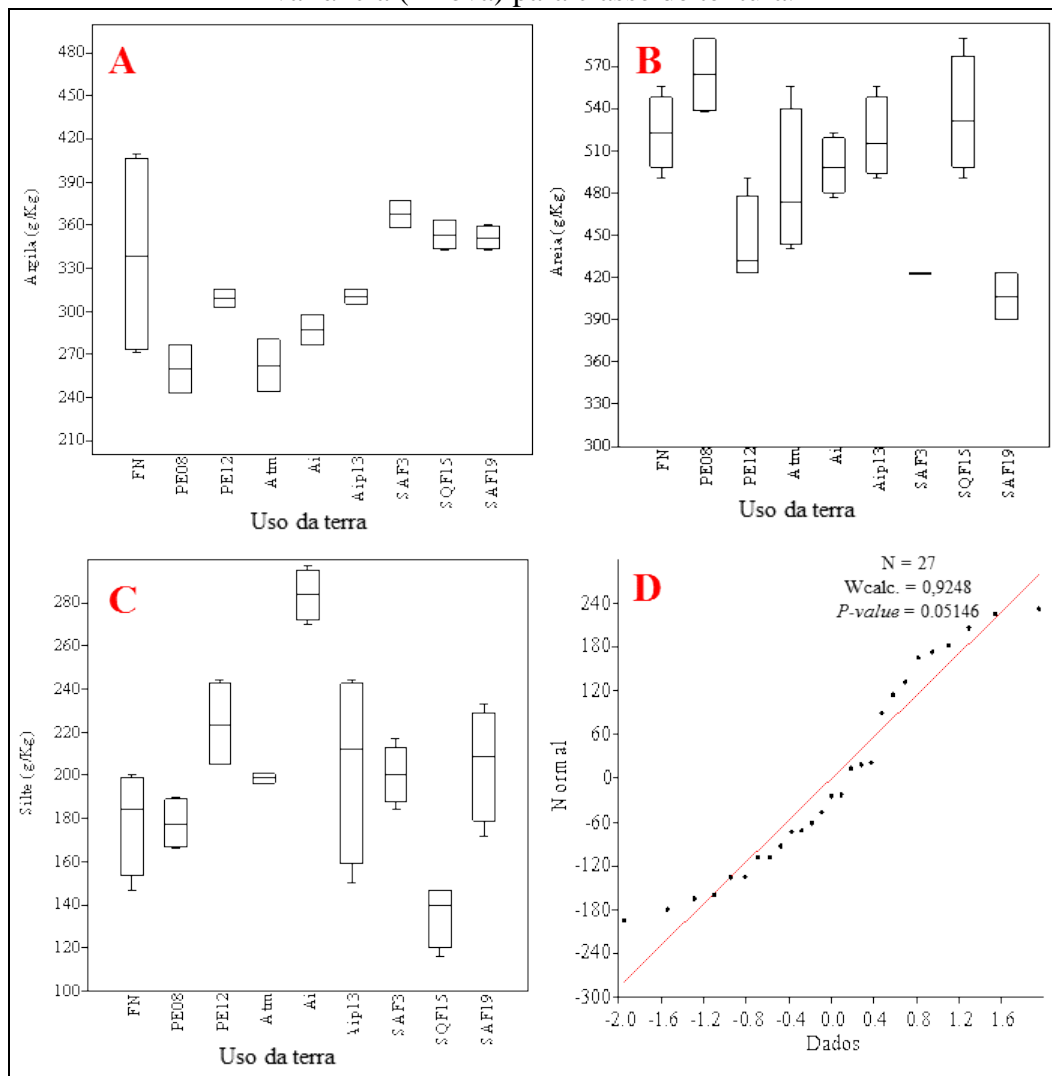


3.2 VARIAÇÕES DOS INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO

3.2.1 Variabilidade dos atributos físicos, químicos e dos estoques de carbono orgânico do solo

A análise comparativa dos atributos físicos de solo sob distintos sistemas de uso da terra mostra que não há diferença significativa quanto aos teores de areia e silte entre as amostras de solo avaliadas sob sistema agroflorestal e a floresta de referência. Porém, a fração argila apresentou teores mais elevados nos SAF's quando comparado aos valores médios observados na floresta e nos demais sistema de uso da terra (Figura 3.4/A, B, C e D).

Figura 3.4 – (A, B, C) Valores médios de atributos físicos da profundidade de 0 – 20cm de solo em diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari, sul do Amazonas. (D) Teste de normalidade e significância ($p-v=0,05$) do resíduo da variância (Anova) para classe de textura.

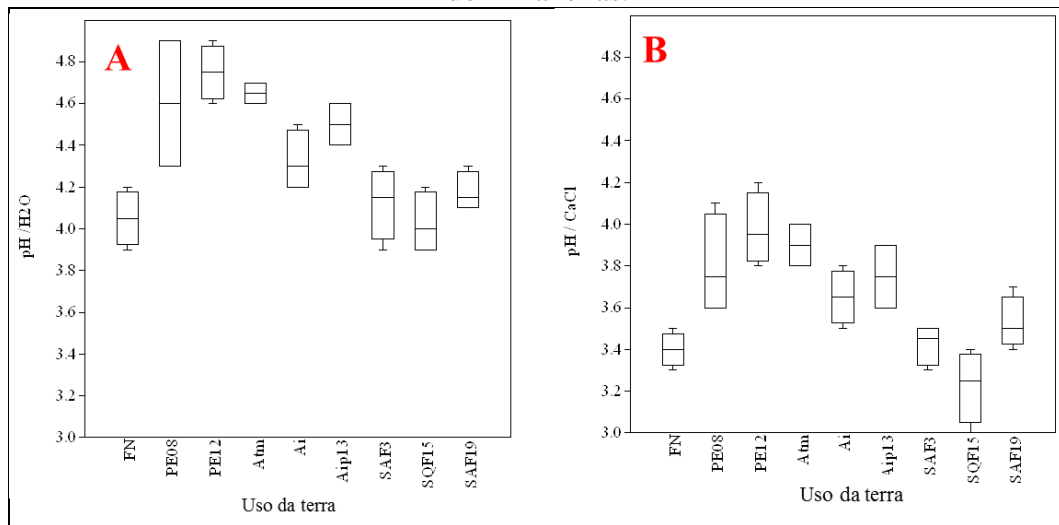


Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE) com oito e doze anos de formação, agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAF's e SQF) com 3, 15 e 19 anos de adoção. Teste de normalidade de Shapiro-wilk / $W\text{-tab} = 0,9200$, $p\text{-v} = 0,0514 \leq 0,05$.

Os resultados da análise de variância e de normalidade indicaram que não há diferença significativa quanto à composição textural entre os solos dos sistemas agroflorestais, o que sugere a hipótese de tratar-se, em cada unidade experimental, do mesmo tipo de solo. Este resultado era esperado (exceto o teor de silte no SAF19), uma vez que não há ocorrido revolvimento do solo no SAF. Resultado semelhante foram observados nos estudos de Mcgrath et al. (2001); Menezes et al. (2008) realizado no território rondoniense.

Os valores de pH em água e KCl não apresentaram variações significativas em todas as categorias e classes de uso da terra. O pH do solo foi superior na área sob SAF's, (pH – SQF15: 0 – 10cm =, 3,9 e 10 – 20cm = 3,8) em todas a profundidades e em relação aos solos amostrados sob pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm) e itinerante (Ai) (Figura 3.5 / A e B).

Figura 3.5 – (A e B) Valores de pH em água e pH em KCl de 0 – 20cm de profundidade do solo em diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari, sul do Amazonas.



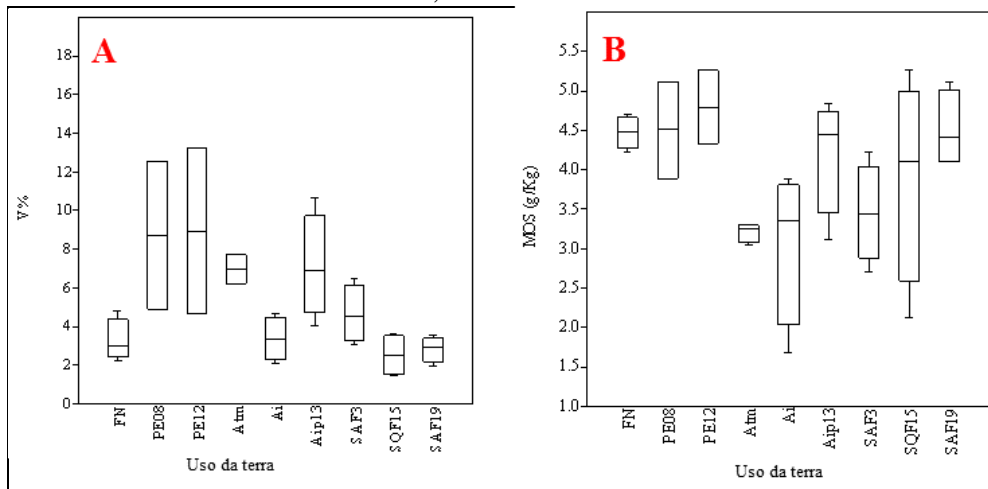
Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE) com oito e doze anos de formação, agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAF's e SQF) com 3, 15 e 19 anos de adoção. (A e B) pH (H₂O e KCl). (C) Saturação por Bases (V%). (D) Matéria orgânica do solo em grama por kilograma (MOS – g/Kg).

O maior tempo de adoção do SAF em relação a agricultura itinerante (Ai) propiciou aumento da acidez no SQF15 e SAF19. Este fato pode estar diretamente relacionado com o maior aporte de matéria orgânica do solo (MOS) produzido no SAF se comparado a outros sistemas agrícolas praticados na pequena propriedade rural sul amazônica.

Dentre os sistemas de uso da terra avaliados, na área de agricultura itinerante (Ai) não foi evidenciado à ação da MOS em relação a pH, visto que houve nesta área acentuada

perda de biomassa com a prática de corte e queima da vegetação, durante o preparo da área para o plantio de mandioca. Nesta parcela os valores de MOS foram muito baixos, especialmente na profundidade 10-20cm (3.39 g/kg). Na parcela de agricultura mecanizada (Atm) o baixo valor da MOS está relacionado a retirada da camada orgânica com auxílio de maquinário agrícola (Figura 3.6 / A e B).

Figura 3.6 – (A e B) Valores de saturação por base e matéria orgânica de 0 – 20cm de profundidade do solo em diferentes usos e cobertura da terra no AR -Umari, sul do Amazonas.

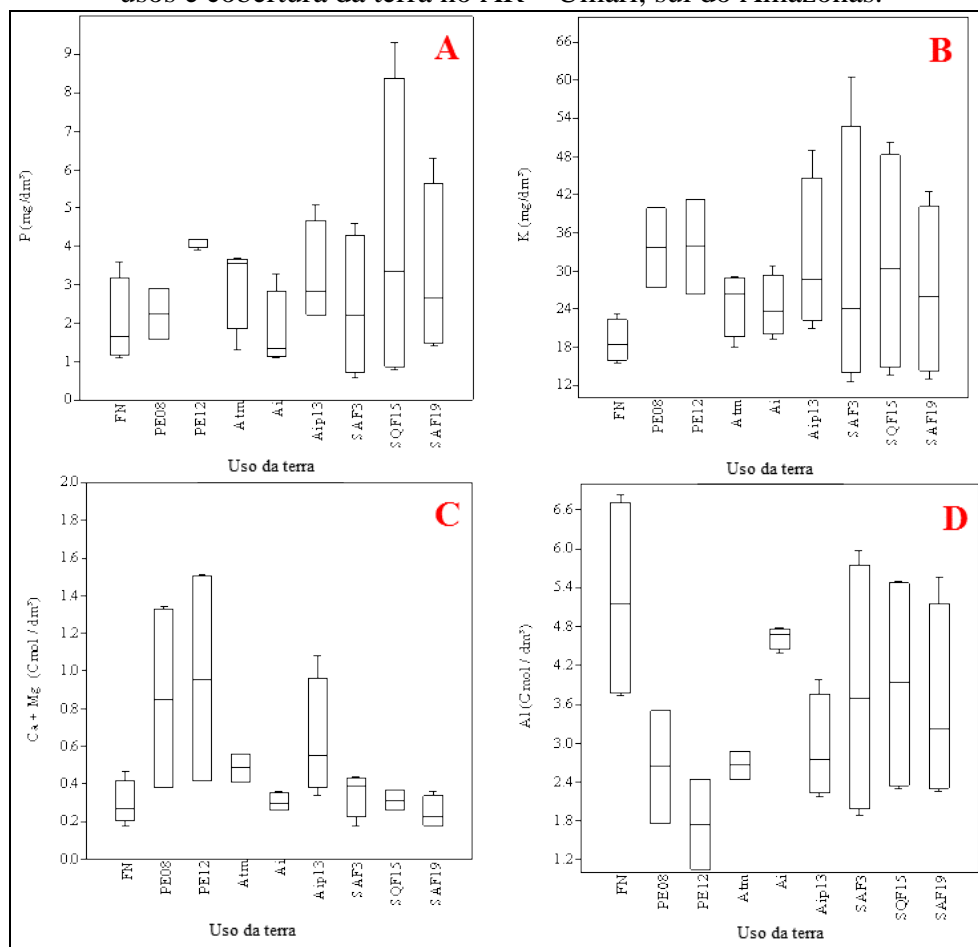


Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE) com oito e doze anos de formação, agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAF's e SQF) com 3, 15 e 19 anos de adoção. Saturação por Bases (V%). Matéria orgânica do solo em grama por kilograma (MOS – g/Kg).

Os níveis de cálcio e magnésio apresentaram aumento sútil (não significativo) nas parcelas de pastagens (PE8) e (PE12). Nos demais sistemas agrícolas, os valores foram baixíssimos, sendo na área de referência (FN) registrado o menor valor de bases trocáveis. Em oposição ao comportamento das bases trocáveis os teores médios de fósforo (P), se mantiveram significativamente alto nos SAF's em especial na camada de 0-10cm (9,3 mg/dm³) no SQF15.

Um fato singular chama a atenção, os valores médios P, nos SAF's, registrados no período chuvoso foram de duas a quatro vezes maiores do que os determinados em Ai e FN, respectivamente (Figura 3.7 / A e C). Inversamente aos valores de P e K, foram os teores de Al que evidenciaram uma significativa diferença nos SAF's em relação a FN e, aos demais sistemas agrícolas estudados, exceto na Ai, cuja [Al] foi a mais baixa registrada no solo do AR-Umari (Figura 3.7 / B e D).

Figura 3.7 – Teores de macro nutrientes em solo (0 – 20cm) sob diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari, sul do Amazonas.

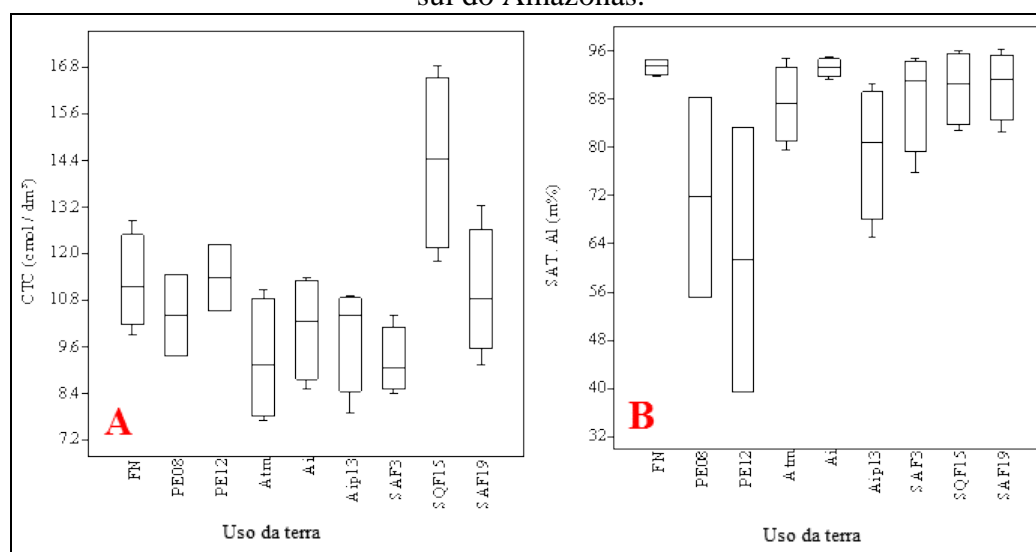


Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE) com oito e doze anos de formação, agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAF's e SQF) com 3, 15 e 19 anos de adoção. (A) P: fósforo, (B) K potássio, (C) Ca+ Mg: Cálcio + Magnésio (cmol_c / dm³), (D) Al: alumínio (cmol_c / dm³). e (mg /dm³).

A CTC foi superior nos SQF15 e SAF19. A eficiente troca catiônica observada nos sistemas agroflorestais com maior tempo de adoção, pode estar relacionada a dois fatos: o primeiro corresponde à presença do sistema radicular das espécies arbóreas e arbustivas que atuam em superfície no melhoramento da estrutura física e a respiração do solo (Figura 3.8 / A). O segundo pode está relacionado a presença da biota do solo (atividade biológica) que habitam a camada superficial do solo, fato observado no SQF15.

Nos SAF's, seguido pela FN e Ai os valores da saturação por base (V%) foram significativamente inferior aos observados nas parcelas de pastagens (PE8 e PE12), agricultura mecanizada (Atm) e itinerante com pousio de 13 anos. As [Al] e a saturação por alumínio (m%) (Figura 3.8 / B) influenciaram na saturação por base (V%).

Figura 3.8 – (A) Capacidade de troca catiônica (CTC). (B) Saturação por alumínio (Sat. Al) em solo (0 – 20cm) sob diferentes usos e cobertura da terra no AR – Umari, sul do Amazonas.



Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE) com oito e doze anos de formação, agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAF's e SQF) com 3, 15 e 19 anos de adoção. Capacidade de troca catiônica (CTC) (cmol_c / dm³). Sat. Al: Saturação por alumínio (m%).

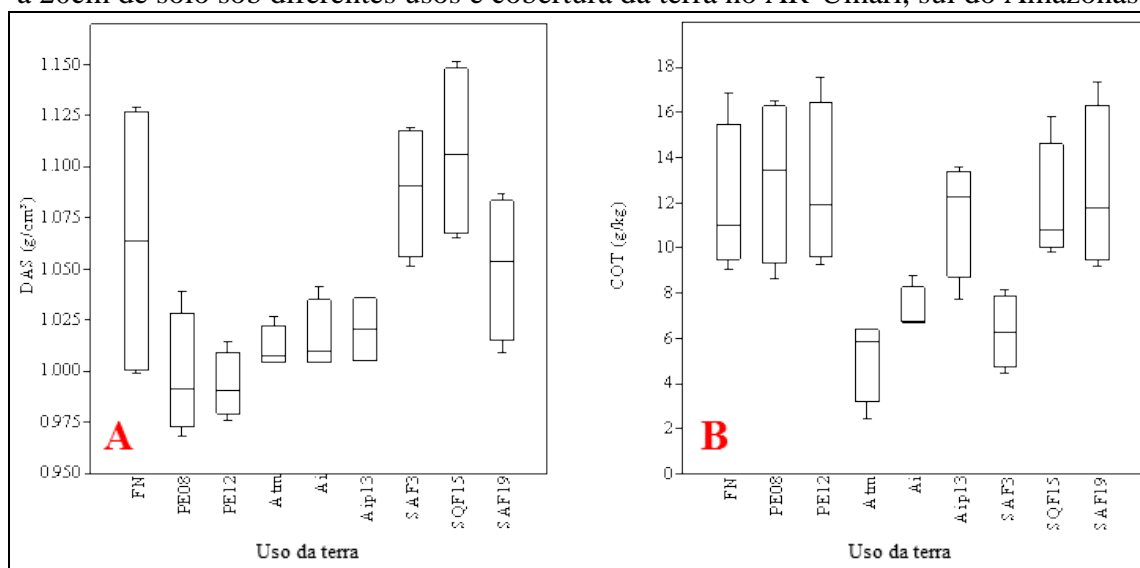
3.2.2 Densidade aparente, teores e totais de carbono e nitrogênio do solo

Os valores de densidade aparente do solo (DAS) observados na área de estudo variaram entre os mínimos de 0,96 g/cm³ (0-10cm), na estação seca e 0,97 g/cm³ (0-10cm) na chuvosa, e máxima DAS de 1,15 g/cm³ (10-20cm) no período de estiagem. Valor absoluto de 1,23 g/cm³ DAS (Figura 3.9 / A) foi registrado em sistema agroflorestal. A média de densidade aparente do solo não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os sistemas de uso e cobertura da terra em nenhuma das profundidades amostradas. Os valores encontram-se dentro do limite aceitável para o bom desenvolvimento das culturas regionais.

Analisando cronologicamente os resultados da DAS observa-se um aumento gradativo na camada superficial (0-10cm) do solo, principalmente no período chuvoso em especial no SAF3 e SAF19. Esperava-se que os maiores valores de densidade aparente fossem ocorrer no solo das parcelas de pastagens, em virtude da compactação exercida pelo pisoteio do rebanho bovino sob o solo nas parcelas PE8 e PE12. No entanto, valores máximos de DAS foram observados em solo amostrado nas parcelas de Aip13 (1,07 g/cm³ / período chuvoso) e SQF15 (1,15 g/cm³ / período seco). Portanto, todas as categorias e classes de uso e cobertura da terra avaliadas apresentaram densidade aparente próxima ao ideal para algumas culturas temporários e abaixo do crítico (1,75 Mg /m³).

Os teores de carbono orgânico (CO) do solo foram superiores na área sob pastagem (PE8 e PE12), sistemas agroflorestais (SAF19 e SQF15) e floresta nativa (FN) usada como referência. Medianos na agricultura itinerante com pousio de 13 anos (Aip13) e inferiores no solo sob agricultura, itinerante (Ai), mecanizadas (Atm) e SAF3. Na profundidade de 0-10cm durante a estação chuvoso sul amazônica, o teor de C do solo sob Atm, apresentou diferença significativa em relação a área de referência e aos SAF's com maior tempo de adoção (Figura 3.9 / B). Com o aumento da profundidade, houve diminuição das [CO] no solo em todas as parcelas instaladas nos nove sistemas de uso e cobertura da terra avaliados.

Figura 3.9 – (A) Valores de densidade aparente (DAS). (B) Carbono orgânico total de 0 a 20cm de solo sob diferentes usos e cobertura da terra no AR-Umari, sul do Amazonas.



Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE) com oito e doze anos de formação, agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAF's e SQF) com 3, 15 e 19 anos de adoção. Densidade aparente (DAS). Carbono orgânico total (COT).

Os elevados teores de CO na floresta nativa e no SAF19 estão relacionados à ausência de revolvimento do solo e remoção da serapilheira, sendo mais espessa na FN quando comparada a liteira observada no SAF19. A diminuição dos teores C no solo, no período seco e chuvoso, nos demais usos da terra foi atribuída ao menor aporte de MOS, em virtude do tipo de manejo adotado pelos colonos do AR – Umari.

As [CO] no solo sob PE8 e PE12 foram elevadas e diferiram-se significativamente das demais categorias de uso da terra, exceto os teores registrados em solo sob FN e SAF19 na estação chuvoso. O teor mais elevado de C registrado em solo sob PE12 no período seco sul amazônico, provavelmente pode estar relacionado a incorporação de resíduos vegetais

proveniente da reformar (roço das ervas daninhas sem queima da biomassa) do pasto (Figura 3.10).

Figura 3.10 (A) – Pasto com oito anos de plantio na área do assentamento Umari (PE8). (B) Área de pastagem (PE12) reformada, situada no cruzamento do ramal do 12A / 12B.

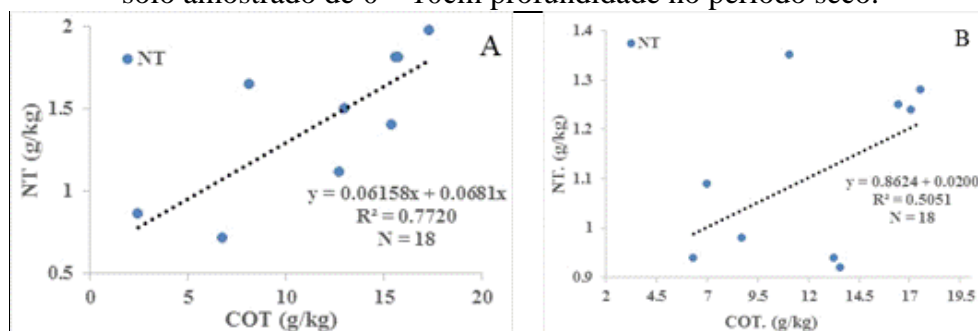


Fonte: foto de Joiada, Linhares (2015).

A maior deposição de C no solo durante o inverno austral sul amazônico de 2015, nos diversos usos e cobertura da terra do AR-Umari é devido, provavelmente, a predominância da classe textural média que favorece a infiltração de H₂O e CO na forma de substâncias húmicas da superfície para as camadas mais profundas do solo, principalmente onde prevalecem espécies otarbóreas (NEU, 2005).

Os teores de nitrogênio total do solo foram superiores nas parcelas de PE8, PE12 e SAF's, seguidos pela FN e inferiores nas parcelas sob agricultura. Os testes estatísticos de correlação de Pearson (Figura 3.11 / A e B) realizados com amostras de solo coletados no período chuvoso, na camada de 0 – 10cm de profundidade apresentaram uma relação positiva moderada ($r^2 = 0,7720$) significativa entre [CO] e [N]. Fraca positiva ($r^2 = 0,5051$) para as mesmas concentrações no período seco.

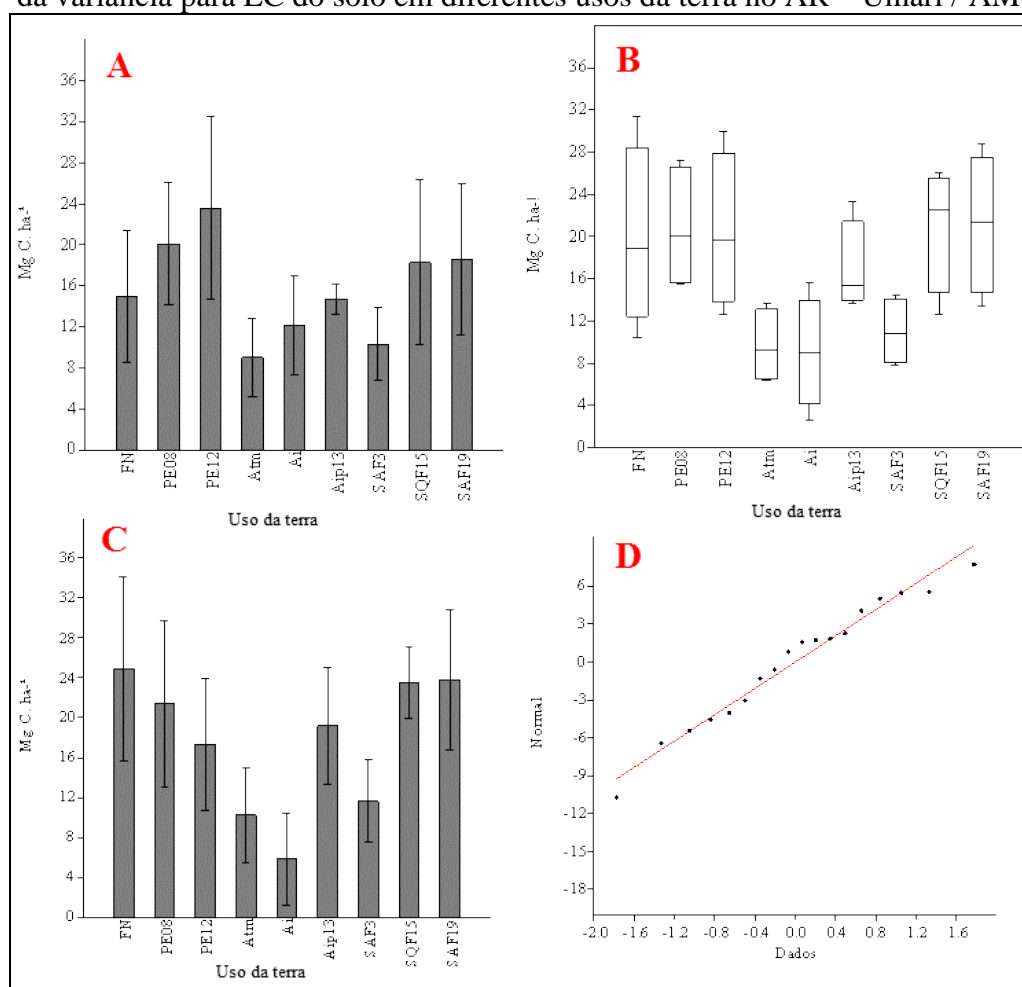
Figura 3.11 – (A) Correlação dos teores de nitrogênio total e carbono orgânico total de solo amostrado na camada de 0 – 10cm de profundidade no período chuvoso. (B) Correlação dos teores de nitrogênio total e carbono orgânico total de solo amostrado de 0 – 10cm profundidade no período seco.



3.2.3 Os estoques de carbono orgânico e nitrogênio em solo sob diferentes sistemas de uso de cobertura da terra

Os estoques de CO e NT foram afetados de modo significativo pelos sistemas de uso e cobertura da terra avaliados (Figura 3.12). Considerando todas as profundidades de solo, os maiores valores de estoque de CO foram observados no solo sob floresta nativa (FN), seguidos pelo sistema agroflorestal (SAF19) e pastagem (PE8), na estação chuvosa e no solo sob PE12 na estação seca sul amazônica. Valores de estoque de C do solo intermediários foram registrados no SQF15, Aip13 e inferiores à média regional nos sistemas agrícolas, itinerante (Ai), mecanizada (Atm) e agroflorestais com três anos de adoção.

Figura 3.12 – (A) Estoques de carbono orgânico (EC) na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo do período seco. (B) Valores médios dos EC na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo. (C) EC de 0 – 20cm de profundidade de solo do período chuvoso. (D) Teste de normalidade do resíduo da variância para EC do solo em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.



Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13), sistema agroflorestal (SAF's) e quintal agroflorestal (SQF) com 3, 15 e 19 anos de adoção. Megagrama por hectares (Mg ha⁻¹). Teste normalidade de Shapiro-wilk / W-tab. = 0,9350, $p-v = 0,05$.

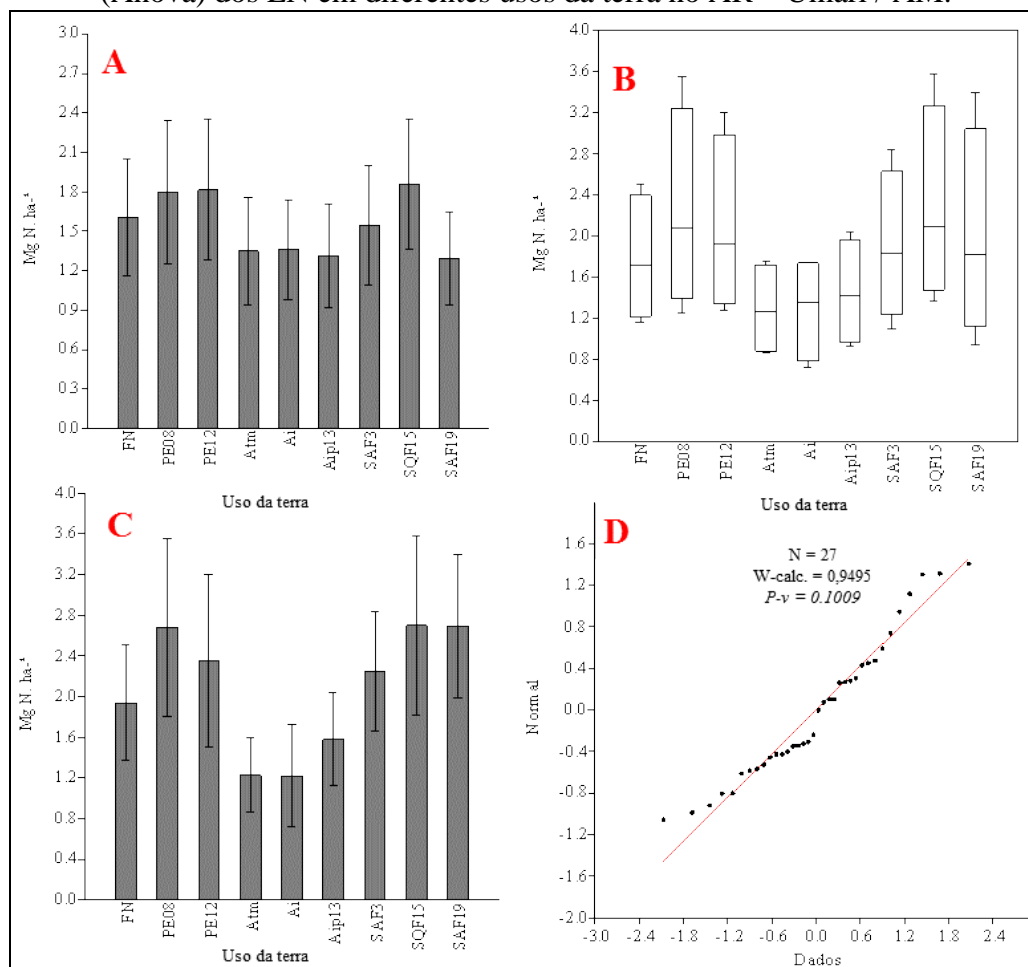
Os sistemas de uso e cobertura da terra com ausência e menor revolvimento do solo apresentaram maior capacidade de estocagem de CO na profundidade de 0 – 10 e 0 – 20cm. Enquanto os sistemas de uso da terra cujo manejo do solo baseia-se na modificação da floresta nativa através do corte e queima da vegetação primária, e revolvimento por meio de máquinas pesadas apresentaram tendência em armazenar menos CO, como observados nos sistemas Ai, Atm e Aip13.

Esperava-se que o estoque de CO armazenado no solo sob SAF's nos períodos e profundidades avaliadas fossem superiores aos observados sob sistema de pastagem, uma vez que as áreas de pastagem tendem a ser mais perturbadas, devido ao pastejo do gado e exposição do solo aos processos de lixiviação e erosão hídrica. Entretanto, estoques elevados de COT foram registrados no período seco na PE12 na camada de 0-10 e 0-20cm, com significativa diferença numérica de valores para floresta nativa (FN) de referência. Comportamento similar foi observado no solo da parcela sob pasto com oito (PE8) anos de implantação, com pequena diferença numérica de valores em relação ao SAF19.

Este desempenho favorável em armazenar CO, apresentado nas parcelas sob pastagens podem estar associados a dois fatores: i) as parcelas PE8 e PE12 foram instaladas no terço inferior da vertente, nas proximidades de uma rede de drenagem efêmera e dos currais, usados para tratamento fitossanitário do rebanho bovino. É possível que um volume considerável de compostos orgânicos confinados na camada superficial do solo, no terço médio e superior, possa ter sido carregado para à base da vertente (terço inferior), durante as chuvas torrenciais sul amazônicas. ii) O outro fator que melhor explica o estoque de CO armazenado no solo sob pastagem é o aporte de resíduo animal incorporado ao solo, uma vez que diariamente o rebanho bovino permanece nas proximidades desta área, em virtude da oferta de água (período chuvoso) e raça disponibilizada pelo fazendeiro.

Os estoques de nitrogênio total (EN) apresentaram tendência similar aos do COT, variando de 0,94 a 1,99 Mg N. ha⁻¹ na camada superficial, e de 0,72 a 1.51 Mg N. ha⁻¹ na camada mais profunda (10-20cm). O volume NT estocado no solo sob SAF's com 19, 15 e 3 anos de adoção foram superiores aos observados em amostras de solo coletadas nas parcelas de PE8, FN e, aos totais encontrados em solos amostrados nas parcelas de agricultura Ai, Atm e Aip13 (Figura 3.13). O SQF15 que recebeu adubação química na correção de acidez apresentou estoque de NT ligeiramente maior do que os demais sistemas avaliados.

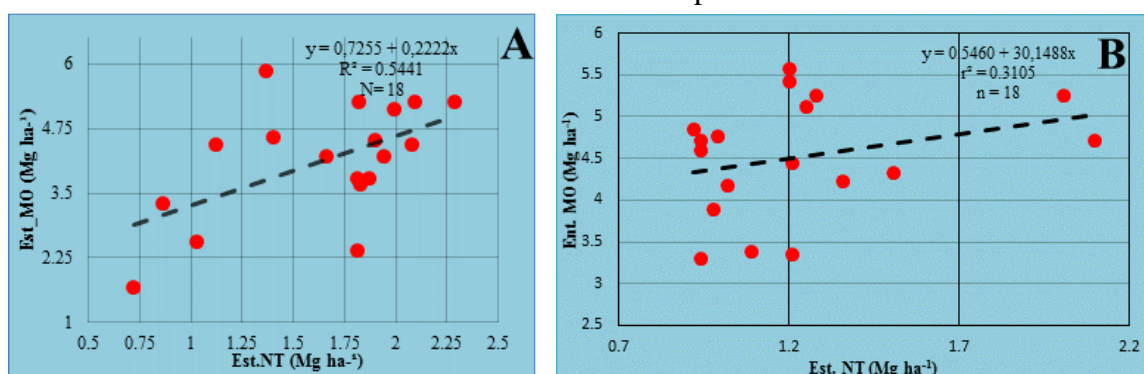
Figura 3.13 – (A) Estoques de nitrogênio (EN) na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo do período seco. (B) Valores médios dos EN na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo. (C) EN de 0 – 20cm de profundidade de solo do período chuvoso. (D) Teste de normalidade do resíduo da variância (Anova) dos EN em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.



Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13), sistema agroflorestal (SAF's) e quintal agroflorestal (SQF) com 3⁽¹⁾, 15⁽²⁾ e 19⁽³⁾ anos de adoção. Megagrama por hectares (Mg ha⁻¹). Teste de normalidade de Shapiro-wilk / W-tab. = 0,9350, *p-v* = 0,05.

A aplicação de calcário dolomítico no SQF15 possibilitou a redução da acidez do solo, fato que pode ter favorecido maior atuação de fungos e bactérias fixadoras de nitrogênio no solo. O aporte de resíduos vegetais incorporado ao solo ao longo do ano pode ter promovido o aumento dos estoques de COT e NT do solo. Este Fato foi análise neste estudo através do teste estatístico de correlação de Pearson, envolvendo os estoques de nitrogênio total (EN) e os de matéria orgânica (MO). Os resultados revelaram uma correlação moderada ($r^2 = 0,5441$) significativa positiva no período chuvoso e fraca ($r^2 = 0,3105$) positiva para a estação seca (Figura 3.14).

Figura 3.14 – (A) Relação do estoque de nitrogênio total e matéria orgânica de solo amostrado na camada de 0 – 10cm profundidade no período chuvoso. (B) Relação do EN e EMO de solo amostrado no período seco.



3.2.4 Variabilidade espacial dos estoques de carbono orgânico do solo

Com a finalidade de verificar dependência espacial para a variável estoque de carbono (EC) do solo, no espaço de amostragem avaliado foram aplicados os testes de autocorrelação espacial global e local de *Moran* (*Im* e *Li*), decomposto por Anselin (1995). Os resultados dos testes exploratórios de correlação espacial global de *Moran* (*Im*) demonstraram que não há presença de dependência espacial entre os valores de EC calculados para as diversas categorias (sistema agroflorestral, Agricultura, pastagem e Floresta) e classes de uso da terra avaliadas (Agrícolas = *Ai*, *Atm* e *Aip13*; SAF19, SQF15, etc.), uma vez que o índice global de *Moran* teve valor de -0.03002 (ínfima negativa correlação espacial) e significância de 0,39 ($p-v < 0,05$). Este traz evidências de que não se deve rejeitar a hipótese da ausência de correlação espacial para a variável EC em escala regional. Por outro lado, a total interdependência espacial está descartada, já que o *Im* não foi nulo, ou seja, valor 0 (BIGARENI e ZAPPAROLI, 2014).

A partir da análise de correlação espacial local – *Li* foi possível identificar correlação espacial (ICE) perfeita positiva direta, com nível de significância estatística inferior a 5% para os valores de EC do solo nas parcelas sob os $SQF \geq 10^{56a}$ e $SQF \geq 10^{35}$, na camada de 0 – 10cm de profundidade no período seco e chuvoso, Resultado semelhante foram observados para os EC do solo acumulados de 0 – 20cm de profundidade nas parcelas sob Floresta nativa (FN) e sistemas agroflorestais (SAF19, $SQF \geq 10^{56}$ e $SQF \geq 10^{35}$) com mais de dez anos de implantação na área avaliada. Todos apresentaram níveis iguais ou inferiores a 5% de confiança (Tabela – 3.4). Foi constatado tendência no aumento no índice dependência espacial (ICE) para os valores de EC do solo na camada 10 - 20cm de profundidade, principalmente nas parcelas sob SAF's (Figura 3.15/B e 3.15/C).

Os solos amostrados sob sistemas agrícolas Aip13, Ai e Atm apresentaram ICE variando de moderado a fraco, com nível de significância maior que 5% ($p-v > 0,05$), resultados que indicam uma tendência de independência espacial para os estoques de carbono nas camadas de 0 – 10cm e 0 – 20cm de profundidade nos dois períodos avaliados. Entretanto, os ICE para os EC do solo nas parcelas sob os, SQF15, SAF $\geq 10^{60}$, SAF $\geq 10^{39}$ e SQF $\geq 10^{35a}$ variaram de moderado a perfeita. Nestes sistemas esperava-se que os níveis de significância permanecessem iguais ou inferiores a 5% ($p-v \leq 0,05$) confiança, uma vez que a composição florística, a classe de solo, a topográfica e a distância entre as parcelas de amostragens apresentam características similares.

Os mapas de *clusters* (Figura 3.15) gerados a partir do *I Moran Local (Li)*, interpolador quântico e algoritmo de densidade espacial do terraview, permitiu identificar na área de estudo a formação de duas áreas com características específicas, quanto a distribuição e a variabilidade espacial dos valores de EC orgânico do solo, registrados de 0-10cm de profundidade. A primeira área (A1) formou-se por *clusters* com ICE perfeito de EC, ocorrendo na área (parcela) do SAF $\geq 10^{56}$. Esta encontra-se circundada por áreas (parcelas) como ICE variando de moderado a perfeito para a variável EC, concentrando-se sob os polígonos dos SAF $\geq 10^{55}$ e SAF $\geq 10^{60}$, mas com nível de significância maior que 5% ($p-v > 0,05$). Nas extremidades da área 1 observou-se valores de EC do solo abaixo da média, ocorrendo nas parcelas sob agricultura mecanizada (Atm) e no SAF com três anos de implantação (Figura – 3.15 / A). A segunda área (A2) é formação de *Clusters* com ICE perfeito para os valores de EC, incidindo sob o SQF $\geq 10^{35}$, porém este encontra-se circundado por ICE de EC do solo variando de moderada (PE8 e PE12) a ínfima correlação espacial, em solos amostrados nas parcelas sob agricultura itinerante (Ai). Integram este agrupamento (*Clusters*) os SAF19, SQF15, SAF $\geq 10^{39}$ e SQF $\geq 10^{35a}$, cujo ICE de EC do solo variaram de perfeito o fraco (Figura – 3.15 / A), todos com nível de confiança maior que 5% ($p-v > 0,05$).

A fraca correlação espacial associada aos valores de EC do solo observados nas parcelas sob pastagens (PE8 e PE12) e agricultura (Ai, Aip13 e Atm) reforçam a tese que, a modificação da floresta nativa (FN) para implantação de pastagens, destinadas a criação extensiva de gado de corte, e lavoura de subsistência representam fontes líquidas de dióxido de carbono para a atmosfera.

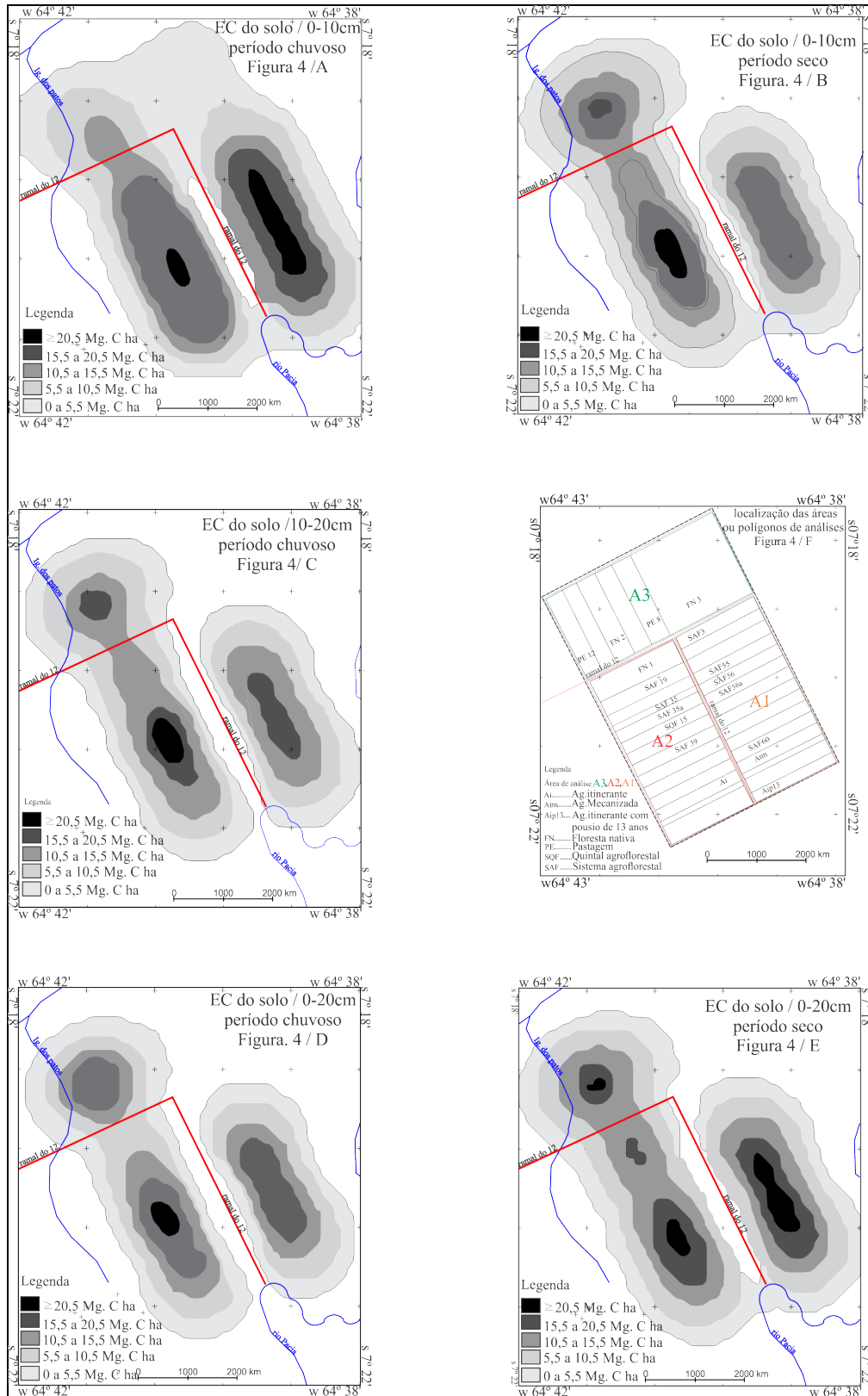
Tabela 3.4 – Variabilidade espacial do estoque de carbono orgânico de 0 – 20cm de profundidade do solo em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.

Sistema	EC do solo	Geoestatística espacial			
		Z	Wz	Li	p-v.
0-10cm					
FN	18,31	±8.505	6.140	-1.0531	0*
PE8	15,53	±9.865	1.335	0.2650	0.32
PE12	15,68	±9.215	1.020	0.1890	0.42
Atm	6,85	±3.215	0.856	-0.0555	0.49
Ai	2,58	±2.195	0.599	0.0260	0.45
Aip13	15,01	±4.425	5.834	0.5206	0*
SAF3	8,78	±2.415	3.515	0.1712	015
SQF15	21,02	±10.985	-0.469	-0.1040	0.47
SAF19	18,86	±10.295	0.789	0.1638	0.24
SAF≥10 ⁵⁵	10,29	±4.455	-2.407	-0.2160	0.27
SQF≥10 ⁵⁶	11,66	±5.825	0.430	0.0500	0.38
SQF≥10 ^{56a}	13,48	±5.825	0.430	0.7496	0.01
SAF≥10 ⁶⁰	11,89	±6.055	-1.564	-0.1910	0.42
SAF≥10 ³⁹	17,24	±11.405	-5.834	-1.3410	0.11
SQF≥10 ^{35a}	11,78	±5.945	-5.834	0.6990	0.35
SQF≥10 ³⁵	21,46	±15.625	3.087	0.9720	0.01
0-20cm					
FN	31,42	±16.44	-10.73	-1.3620	0.05
PE8	25,85	±16.80	-3.71	-0.4825	0.34
PE12	29,63	±20.62	3.76	0.6002	0.28
Atm	13,66	±4.65	1.30	-0.0468	0.22
Ai	12,35	±3.34	-0.972	-0.0252	0.26
Aip13	24,56	±9.00	-9.00	-0.6267	0*
SAF3	13,67	±4.66	7.99	0.2878	0.1
SQF15	24,99	±15.98	-1.46	-0.1811	0.15
SAF19	26,31	±17.30	5.43	0.7264	0.05
SAF≥10 ⁵⁵	16,21	±7.20	-2.61	0.1457	0.18
SQF≥10 ^{56a}	22,94	±13.93	10.21	1.0998	0.02
SQF≥10 ⁵⁶	19,11	±10.10	4.22	0.3299	0.20
SAF≥10 ⁶⁰	18,46	±9.45	2.50	0.1828	0.41
SAF≥10 ³⁹	26,43	±17.42	9.00	-1.1212	0.16
SQF≥10 ^{35a}	20,55	±11.54	2.46	0.2195	0.29
SQF≥10 ³⁵	30,16	±21.15	5.66	1.5789	0.01

Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAFs) com 3, 10, 15 e 19 anos de adoção. Desvio padrão vetorial (Z), valor da mediana vetorial (Wz). Índice de correlação espacial local - (Li ou ICE). ICE nulo = 0, ínfima = 0 > ICE ≤ 0.089; fraca = 0.089 > ICE ≤ 0,174; moderada 0.174 > ICE ≤ 0.545, forte = 0,545 > ICE ≤ 0.745 e perfeita > 0,745. ICE ou Li significativo (p-v) p<0.05, ICE não significativa p>0,05. (*) Significância de representação cartográfica do fenômeno p-v ≤ 0,001.

Por outro lado, os ICE de EC do solo calculados para as florestas nativas e sistemas agroflorestais, com dez anos ou mais de implantação, existentes no assentamento rural Umari – AM indicam que estes sistemas apresentam um elevado potencial como sumidouros de carbono.

Figura 3.15 – Mapa de variabilidade espacial dos estoques de carbono orgânico do solo sob diferentes usos da terra no AR- Umari / AM.



A interpolação dos coeficientes de correlação espacial dos estoques de carbono do solo referentes ao período de estiagem, obtidos nas camadas de 0 – 10 e 10 – 20cm de profundidade apresentaram padrão de distribuição espacial de EC semelhantes aos observados no período chuvoso (Figura – 3.15 / B). Entretanto, o carbono orgânico total acumulado de 0 – 20cm profundidade exibiu variabilidade espacial distinta, com quatro sistemas de uso da terra (áreas ou polígonos) apresentando correlação espacial variando de perfeita a moderada. Na área 1 (A1), o índice de correlação espacial (ICE) foi moderado indireto para o EC do solo observado nas parcelas sob o SAF $\geq 10^{60}$ ($Li = -0,1981$ e $p-v = 0,32$) e, moderado direto no SQF $\geq 10^{56a}$, ($Li = 0,5799$ e $p-v = 0,04$).

Nas áreas 2 e 3 (A2 e A3) um fato singular chamou atenção. Três áreas ou polígonos de diferentes usos apresentaram ICE perfeito negativo indireto (FN - $Li = -1,5025$, Aip13 - $Li = -1,1969$ e SAF39 - $Li = -1,1381$) para a variável EC do solo, porém, com nível de significância = 0 (nulo / $p-v \leq 0,00$ e $p-v = 0,001$ de mapeamento). Fenômeno que indica uma forte tendência de independência espacial entre os valores de EC do solo observados nestes sistemas de uso da terra. Nesta mesma área (A2) de análise, o SAF19 apresentou ICE moderado para o EC do solo, mais circundado por sistemas agrícolas com baixo estoque de carbono (Figura – 3.15 / E).

Considerando os altos índices de dependência espacial (ICE ou Li) para variável EC do solo, observados nas áreas ou polígonos de sistemas agroflorestais do AR – Umari pode-se inferir que dentre os atributos físicos e químicos do solo, os teores de argila, a densidade aparente (DAS), a capacidade de troca catiônica (CTC), a soma e a saturação por base (S e V%), e as concentrações de potássico [K] e fósforo [P], exercem de forma direta certa influência na variabilidade espacial do carbono orgânico total estocados nos SAF's estudados e na floresta de referência. Os parâmetros geoestatísticos que afirmam a influência desses atributos sobre o EC do solo são apresentados na tabela 3.5.

As concentrações de P, K, a CTC, DAS, os conteúdos de silte ($Li = 0,291/ p-v \leq 0,05$) e argila apresentaram perfeita correlação espacial, ou seja, alto grau dependência espacial para os solos amostrados na área do SQF $\geq 10^{56a}$ e SAF $\geq 10^{35}$, em todas as profundidades analisadas. Já a saturação por base (V%), a soma de base e o conteúdo de areia apresentaram índice de correlação espacial moderado em todas as profundidades. Inversamente proporcionais foram os índices de correlação espacial apresentados para os solos amostrados nas áreas de pastagem (PE8 e PE12), agricultura (Ai e Atm) e sistema agroflorestal com três anos de adoção (SAF3) Figura 3.16. Ainda, podemos inferir que os ICE

e a significância demonstram que a variabilidade espacial do EC não ocorre aleatoriamente no espaço estudado, mais segue um padrão espacial característico; acumula-se em sistemas com alta produtividade de resíduos orgânicos em diferentes estágios de decomposição.

Tabela 3.5 – Variabilidade espacial de atributos físicos e químicos do solo na camada de 0 – 10cm de profundidade do solo sob diferentes sistemas de uso e cobertura da terra no AR – Umari-AM.

Sistemas	Atributos do solo e parâmetros geoestatísticos											
	DAS		Argila		CTC		K		P		V%	
	<i>Li</i>	<i>p-v</i>	<i>Li</i>	<i>p-v</i>	<i>Li</i>	<i>p-v</i>	<i>Li</i>	<i>p-v</i>	<i>Li</i>	<i>p-v</i>	<i>Li</i>	<i>p-v</i>
FN	1,082	0,18	0,997	0,06	0,179	0,4	0,186	0,01	0,042	0,28	0,395	0,02
PE8	0,079	0,35	0,001	0,053	0,082	0,52	0,434	0,35	0,039	0,32	-0,734	0,44
PE12	0,101	0,27	0,018	0,39	0,176	0,41	-0,341	0,32	-0,283	0,45	-0,827	0,39
Atm	0,061	0,43	0,047	0,35	0,081	0,5	0,063	0,37	0,002	0,39	0,033	0,53
Ai	0,049	0,42	0,011	0,49	0,081	0,5	0,063	0,37	0,007	0,42	0,241	0,26
Aip13	-1,155	0	-1,015	0	0,996	0	-0,624	0	-0,670	0,28	-1,644	0
SAF3	0,466	0,2	0,433	0,34	0,360	0,25	-0,327	0,5	-0,081	0,43	-0,132	0,6
SQF15	-0,380	0,42	-0,238	0,37	-0,470	0,4	-0,568	0,34	-0,020	0,54	-0,114	0,37
SAF19	0,352	0,03	0,547	0,11	0,454	0,25	0,491	0,23	0,667	0,09	0,045	0,36
SQF $\geq 10^{55}$	-0,425	0,35	-0,548	0,15	0,345	0,28	-0,540	0,11	-0,468	0,21	-0,148	0,09
SQF $\geq 10^{56}$	0,145	0,24	0,248	0,16	0,173	0,21	0,216	0,19	0,242	0,15	-0,055	0,52
SQF $\geq 10^{56a}$	0,949	0,01	1,099	0	0,778	0,04	1,008	0,03	1,406	0,02	0,228	0,19
SAF $\geq 10^{60}$	0,028	0,49	0,060	0,49	0,044	0,6	0,188	0,48	-0,380	0,35	-0,214	0,31
SQF $\geq 10^{39}$	-0,975	0,06	-1,076	0,11	-1,309	0	-0,861	0	-1,276	0	-0,229	0,11
SQF $\geq 10^{35}$	0,926	0,02	0,996	0,04	1,105	0	1,118	0,03	2,200	0,02	0,198	0,2
SQF $\geq 10^{35a}$	0,227	0,26	0,249	0,29	0,090	0,31	0,250	0,2	0,473	0,3	0,038	0,62

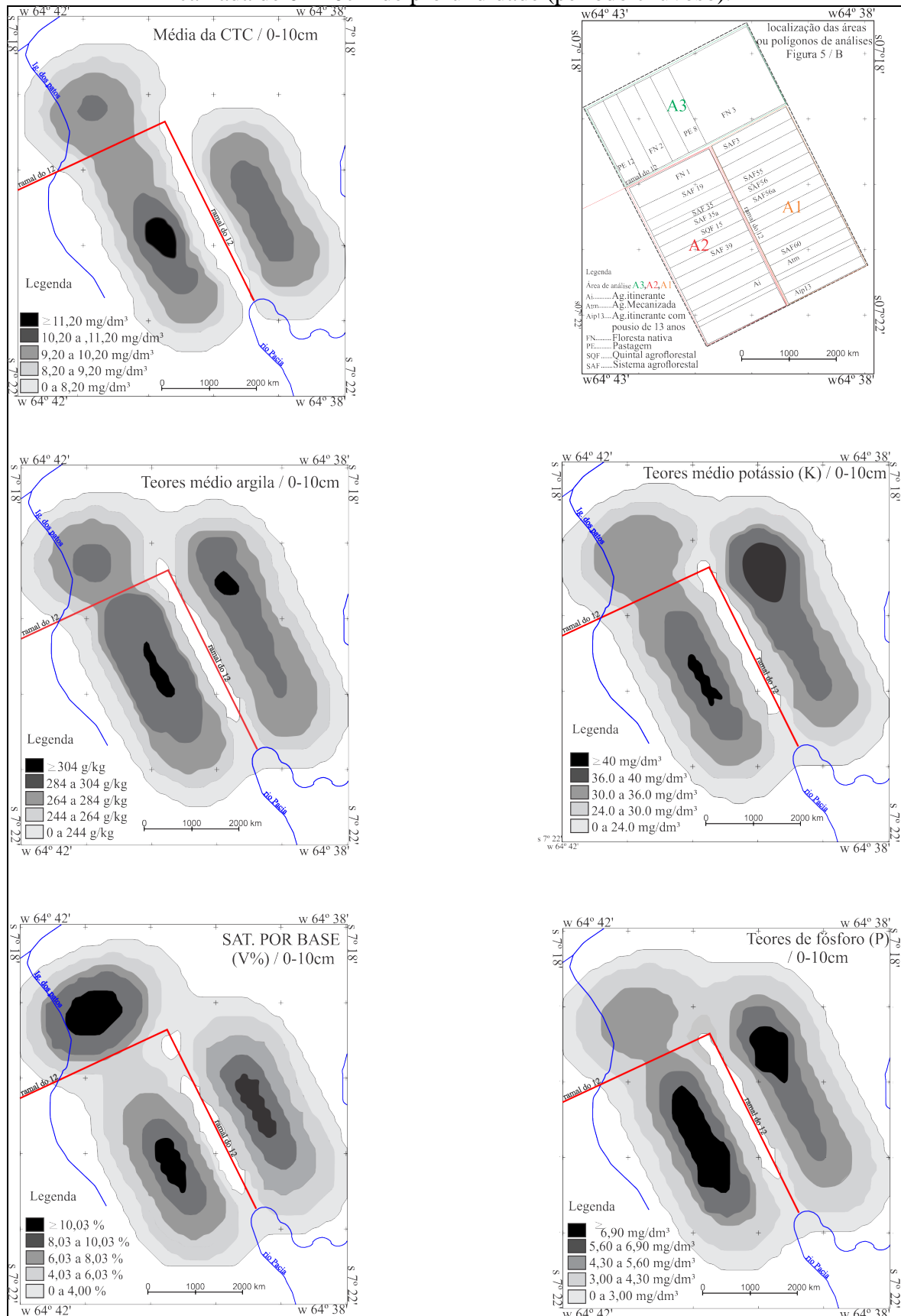
Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13) e sistema agroflorestal (SAF's) com 3, 10, 15, 18 e 19 anos de adoção. Índice de correlação espacial local - (*Li* ou *ICE*). *ICE* nulo = 0, infima = 0 > *ICE* ≤ 0,089; fraca = 0,089 > *ICE* ≤ 0,174; moderada 0,174 > *ICE* ≤ 0,545, forte = 0,545 > *ICE* ≤ 0,745 e perfeita > 0,745. *ICE* ou *Li* significativo (Sig) *p-v* < 0,05, *ICE* não significativa *p-v* > 0,05. Densidade aparente (DAS), capacidade de troca catiônica (CTC), potássio (K), fósforo (P), Saturação por base (SB=V%).

3.3. VARIAÇÕES DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM SOLO

3.3.1 Concentrações de mercúrio na matriz solo em diferentes sistemas de uso e cobertura da terra

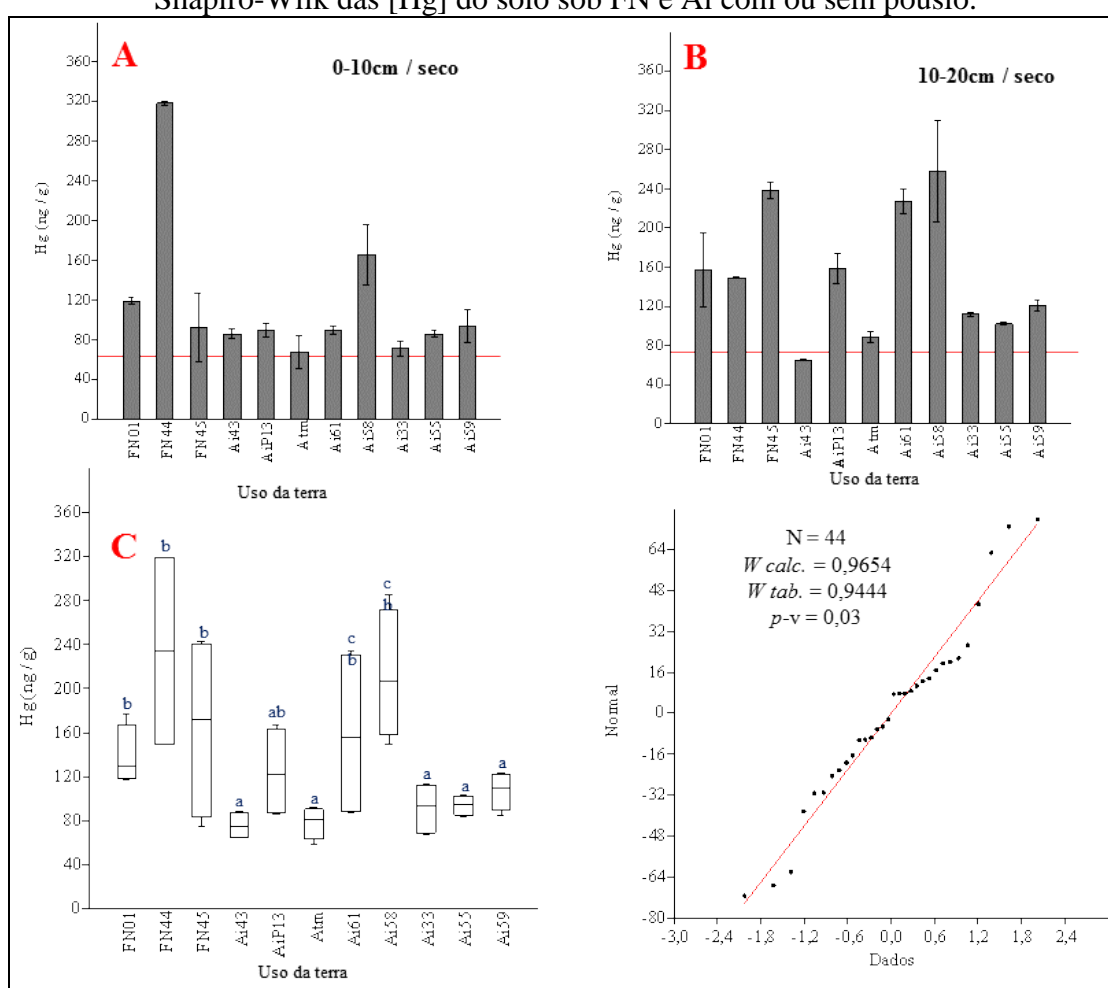
A modificação da cobertura florestal (FN) em área de agricultura itinerante (Ai) ou de corte e queima, cujo fogo é utilizado para promover a limpeza do campo de cultivo de mandioca, é uma das atividades produtivas no meio rural que promove a (re) mobilização do Hg para atmosfera, que posteriormente por precipitação (deposição seca e úmida) é incorporado em outros sistemas naturais ou cultivados. As concentrações medianas de mercúrio de 88.5 ng/g registradas nos monólitos de solo sob agricultura confirmam esta tendência.

Figura 3.16 – Mapas de variabilidade espacial dos atributos físico-químicos do solo da camada de 0 - 10cm de profundidade (período chuvoso).



Com o propósito de avaliar o efeito da agricultura itinerante (Ai) ou corte e queima sob a (re) emissão de mercúrio, foram coletadas amostras extras de solo em 5 parcelas sob agricultura de itinerante (Ai) no período de estiagem. As concentrações medianas de mercúrio na camada de 0 – 10cm de profundidade variaram de 87 ng/g a 121 ng/g, houve aumento das [Hg] na camada de 10 – 20cm de profundidade em todas as amostras de solos sob Ai, cujas médias variaram de 65.5 ng / g a 158,25 ng/g. (Figura 3.17 /A, B, C, D).

Figura 3.17 – (A) Teores de Hg de 0 – 10cm e (B) 10-20cm de profundidade de solo sob floresta e agricultura, período seco. (C) Hg de 0 a 20cm de profundidade do solo sob FN e Ai no AR Umari / AM. (D) Teste de significância Tukey e normalidade Shapiro-Wilk das [Hg] do solo sob FN e Ai com ou sem pouso.



Obs.: floresta nativa (FN), agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com pouso de treze anos (AiP13), agricultura temporária mecanizada (Atm). Linha vermelha representa o limite mínimo (50 ng / g) de referência de qualidade de solo para a variável Hg. Média seguida da mesma letra não difere entre si pelo teste de Tukey em nível de 5% de significância ($P-v < 0,05$). Número (Ai43...) refere-se ao código dos lotes no sistema do INCRA.

Neste estudo, o teor de Hg do solo apresentou uma forte correlação significativa negativa, com o pH ($r = - 0,88$) na camada de 0 – 10cm de profundidade, moderada significativa negativa ($r = - 0,64$) de 10 – 20cm de profundidade e, com os teores de argila e

silte que variaram de moderada positiva a moderada negativa ($r = 0,47$ e $-0,68$ e / 0-10cm, respectivamente); e a correlação com a fração areia foi ínfima positiva (Tabela 3.6). Comportamento similar ao do pH foi observada para os teores de ferro que apresentaram coeficiente de correlação negativo significativos ($p-v < 0,05$) com o Hg, CTC e argila e, positivo com o pH / H₂O. A acidez elevada e a baixa relação de silte / argila ($r=0,64$ / 0 – 10cm e $r = 0,71$ / 10 – 20cm) que predominou em todas as amostras de solo é um indicativo que demonstra intenso grau de intemperismo do Argissolo Vermelho na área avaliada.

Tabela 3.6 – Coeficiente de correlação de Pearson das características físicas e químicas de solo amostrados de 0 – 10cm de profundidade em diferentes usos e cobertura da terra no assentamento rural Umari-AM.

Atributos	Hg	pH / H ₂ O	CTC	Argila	Silte	Areia	MO	Al	Fe
Hg	1.00								
pH / H ₂ O	-0.88*	1.00							
CTC	0.59	-0.54	1.00						
Argila	0.47*	-0.59	0.66*	1.00					
Silte	-0.68*	0.63	-0.23	-0.09	1.00				
Areia	0.11	0.00	-0.35	-0.71	-0.63	1.00			
MO	0.40	-0.31	0.91*	0.40	-0.00	-0.30	1.00		
Al	0.07	-0.11	-0.39	-0.45	-0.06	0.40	-0.27	1.00	
Fe	-0.80*	0.80*	-0.76*	-0.80*	0.24	0.45	-0.58	0.13	1.00

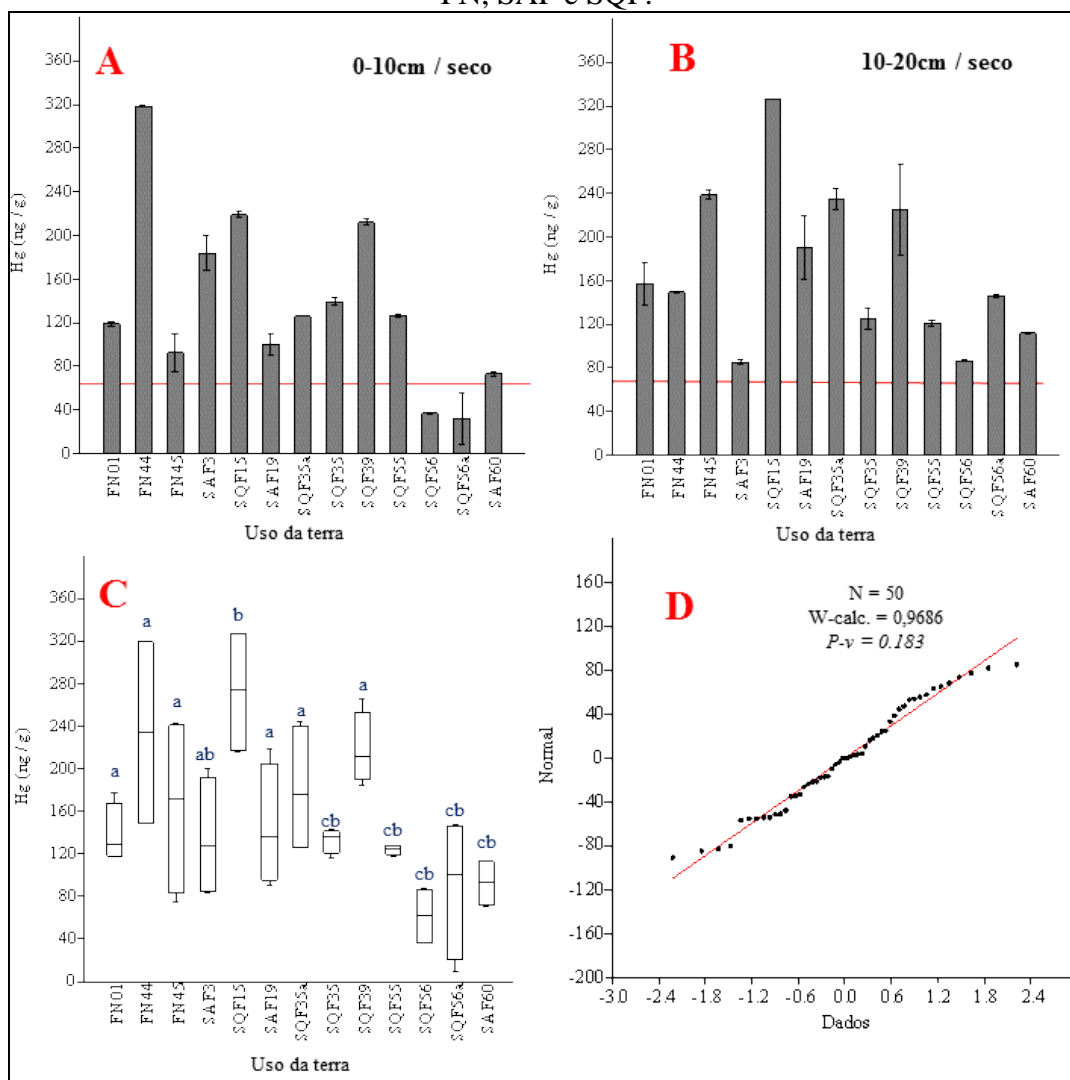
Obs.: Acidez em água pH / H₂O. Capacidade de troca catiônicas (CTC). Argila, Silte e Areia (g/kg). Matéria orgânica do solo (MOS). Alumínio (Al) (cmol_c / dm³). Ferro (mg/dm³). * Correlação significativa com 95% de confiança pelo teste de Tukey ($P-v < 0,05$).

De modo geral, as concentrações de mercúrio no solo da área de estudo variaram entre os mínimos de 37,0 ng/g (0-10cm) e 73,0 ng/g, no SQF $\geq 10^{56}$ e SQF $\geq 10^{60}$, e máximas de 317 ng/g e 327 ng/g em FN e quintal agroflorestal com quinze anos de formação (SQF15) (Figura 3.18 / A, B). Os teores de Hg em solo sob pastagem, neste estudo, estão de acordo com Lacerda et al. (2004), e diferentes dos registrados em ambiente florestais. Contudo as [Hg] são menores que aquelas registradas por Roulet e Lucotte (1999), Lechler et al. (2000) e Linhares et al. (2009) em Argissolo sob pastagem, situado no município de Urucurituba – AM, estado do Amazonas.

Esperava-se que as amostras de solo sob floresta (sistema de uso e cobertura da terra referência) apresenta-se em todos os períodos e profundidade, concentrações absolutas e medianas de mercúrio, significativamente superior aos demais sistemas avaliados, uma vez que os solos sob vegetação nativos tendem a ser menos perturbados que sistemas cultivados. Entretanto, os solos dos quintais agroflorestais SQF15, SQF $\geq 10^{39}$ e SQF $\geq 10^{35a}$ apresentaram concentrações médias de mercúrio superior as registradas em solo sob floresta de 0 – 20cm de profundidade de solo no período seco e chuvoso (Figura 3.18/C e Figura 3.19 / A, B, C, D).

As [Hg] médias observadas no solo sob SAF e SQF é um importante indicativo que a recuperação da cobertura da terra através da adoção de sistemas agrícolas mais conservacionistas, promovem a (re) estruturação do ecossistema solo e pode devolver a capacidade do solo em armazenar e acumular Hg entre outros metais traços. Portanto, o cobertura vegetal perene natural ou cultivada possibilita o restabelecimento dos sítios geoquímicos de adsorção e dissorção, bem como reduzir as perdas de Hg por lixiviação e erosão.

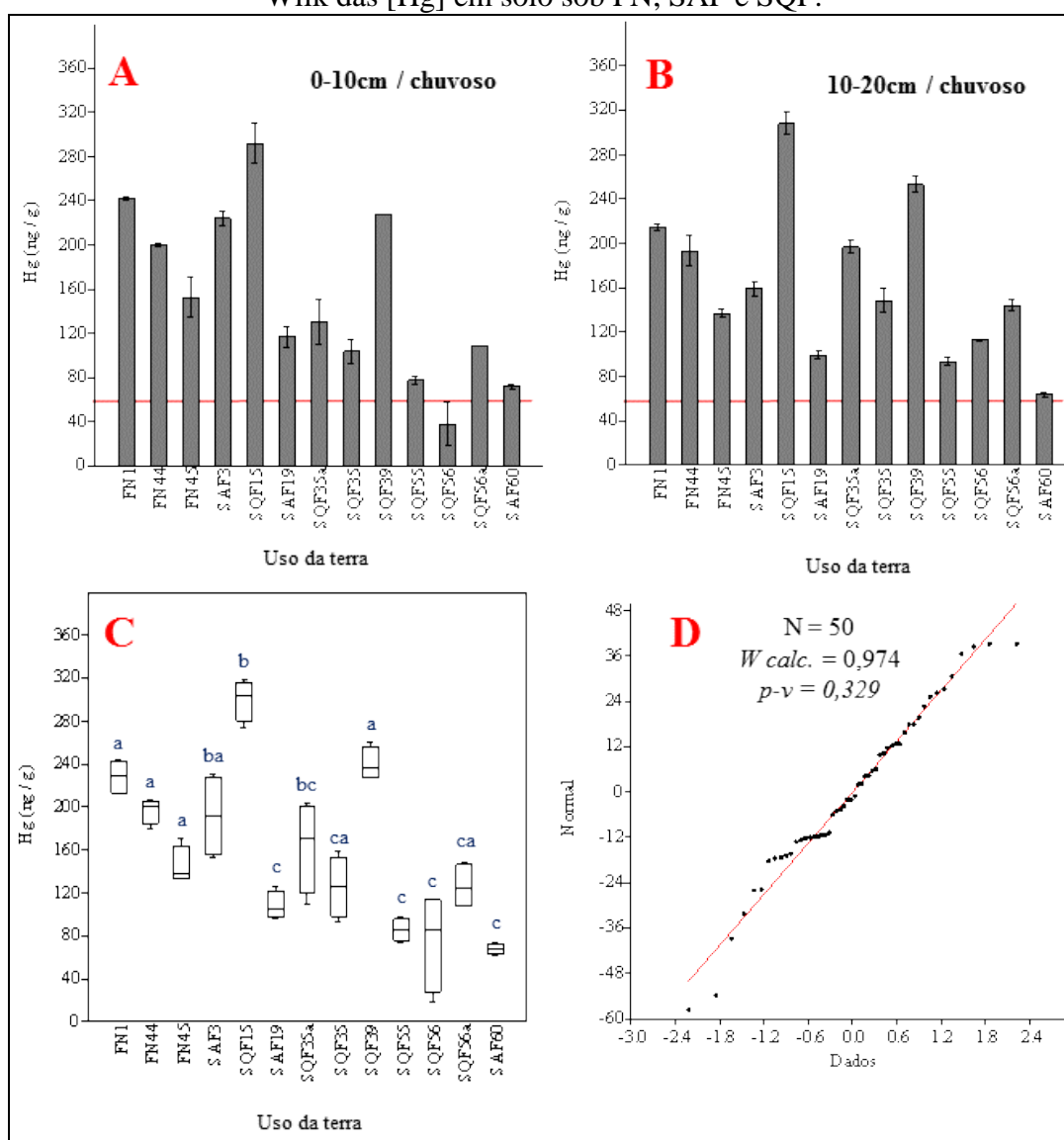
Figura 3.18 – (A) Concentrações de Hg de 0 – 10cm e (B) 10 – 20cm de profundidade de solo sob FN e SAF do período seco. (C) Concentrações medianas e teste de significância de Tukey para Hg de 0 a 20cm do solo sob FN e SAF's no AR – Umari / AM. (D). Teste de normalidade Shapiro-Wilk das [Hg] do solo sob FN, SAF e SQF.



Obs.: floresta nativa (FN), sistemas agroflorestais (SAF's) e quintais agroflorestais (SQF's) com 3, 10, 15 e 19 anos de adoção. Teste normalidade de Shapiro-wilk / W-tab. = 0,947, $p-v = 0,05$. Linha vermelha representa o limite mínimo (50 ng/g) de referência de qualidade de solo para a variável Hg. Média seguida da mesma letra não difere entre si pelo teste de Tukey em nível de 5% de significância ($P-v < 0,05$). Número (Ai43...) refere-se ao código dos lotes no sistema do INCRA.

Diante desta constatação é possível inferir que os sistemas agroflorestais implantados pelos colonos no assentamento Umari, sul do Amazonas, guardam algumas das funções de ciclagem de nutrientes, diversidades de espécies e heterogeneidade de *habitat*, que se assemelham aos ecossistemas florestais naturais.

Figura 3.19 – (A) Concentrações de Hg de 0 – 10cm e (B) 10 – 20cm de profundidade de solo sob FN e SAF's no período chuvoso. (C) Concentrações medianas e teste de significância de Tukey para Hg de 0 – 20cm de profundidade de solo sob FN e SAF e SQF no AR – Umari / AM. (D) Teste de normalidade Shapiro-Wilk das [Hg] em solo sob FN, SAF e SQF.

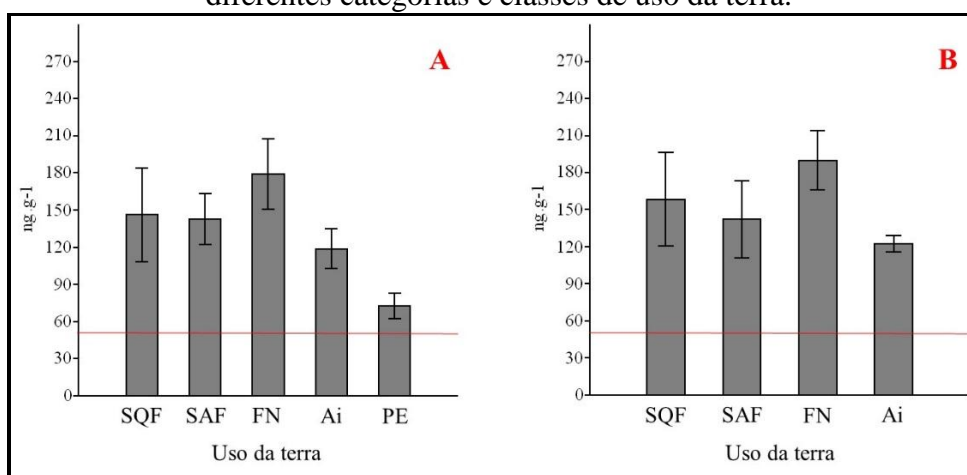


Obs.: floresta nativa (FN), sistemas agroflorestais (SAF's) e quintais agroflorestais (SQF's) com 3, 10, 15 e 19 anos de adoção. Teste normalidade de Shapiro-wilk / W-tab. = 0,947, $p-v = 0,05$. Linha vermelha representa o limite mínimo (50 ng/g) de referência de qualidade de solo para a variável Hg. Média seguida da mesma letra não difere entre si pelo teste de Tukey em nível de 5% de significância ($p-v < 0,05$). Número (Ai43...) refere-se ao código dos lotes no sistema do INCRA.

Houve maior tendência ao acúmulo de Hg no solo sob FN, SQF e SAF. Cerca de 84% das amostras analisadas no período seco e 92% no período chuvoso, apresentaram teores médios de mercúrio acima de 50 ng/g, sem, no entanto, ultrapassarem o valor máximo de prevenção (500 ng/g) para áreas agrícolas propostos pela CETESB (2005) e CONAMA (2009).

As amostras de solo coletadas de 0 – 10cm profundidade no período seco e chuvoso sob SQF⁵⁶ e SQF^{56a} apresentaram teores de Hg abaixo do valor de referência de qualidade (VRQ). O gradiente topográfico mais acentuado pode está favorecendo a lixiviação deste metal traço entre outras substâncias para os pequenos cursos d' água (igarapés), que cortam as terras do AR Umari / AM (Figura 3.20 / A, B).

Figura 3.20 – Média de Hg do solo na estação seca (A) e chuvosa (B) em diferentes categorias e classes de uso da terra.



Obs.: agricultura itinerante (Ai), floresta nativa (FN), pastagem (PE), quintal florestal (SQF) e sistema agroflorestal (SAF). A linha vermelha representa o limite mínimo de referência de qualidade de solo para a variável Hg.

3.3.2 Correlação espacial das concentrações de mercúrio do solo em diferentes sistemas de uso e cobertura da terra

Os resultados dos testes de autocorrelação espacial de *Moran (Im)* evidenciaram que não há presença de dependência espacial significativa para variável [Hg] do solo, envolvendo as diversas categorias (sistema agroflorestal, agricultura, pecuária e floresta) e classes de uso e cobertura da terra avaliadas (Agricultura = Ai, Atm, e Aip13, SAF e SQF), uma vez que os índices globais de *Moran* apresentaram uma ínfima positiva correlação espacial para Hg de 0 – 10cm de profundidade ($Im = 0.042866$), ínfima negativa de 10 – 20cm no período seco e chuvoso (Tabela 3.7). Estes evidenciam que não se deve rejeitar a hipótese da ausência de

dependência espacial para a variável Hg. Todavia, a total independência espacial está descartada, já que os I_m não foram nulos, ou seja, valor = 0 (MEDEIROS et al., 2015).

A partir da análise de correlação espacial local – Li foi possível identificar correlação espacial (ICE) variando de perfeita a forte positiva direta, com nível de significância estatística inferior a 5% ($p-v < 0,05$) para os valores de [Hg] do solo nas parcelas sob os SAF3, $SQF \geq 10^{35a}$ e $SQF \geq 10^{56a}$, nas camadas de 0 – 10 e 10 – 20cm de profundidade no período seco e chuvoso. Resultados semelhantes foram observados para as concentrações médias de Hg de 0 – 20cm de profundidade do solo, amostrados nas parcelas sob os $SQF \geq 10^{39}$, $SQF \geq 10^{35a}$, $SQF \geq 10^{56a}$ (período seco) e $SQF \geq 10^{35a}$ (período chuvoso), todos com nível de confiança > 5%.

Tabela 3.7 – Índice médio de *Moran* global (I_m) para mercúrio do solo

Profundidade	N	Méd. HgT	I_m	$p-v$
Chuvoso				
0-10cm	18	122.97	0.011277	0.53
10-20cm	18	131.10	-0.025574	0.43
0-20cm	36	127.46	-0.037530	0.33
Seco				
0-10cm	18	123.18	0.011411	0.53
10-20cm	18	158.69	-0.055682	0.4
0-20cm	36	140.94	-0.028377	0.4

Obs.: Número de Amostras (N), Média (Méd). Mercúrio total (HgT). Índice de *Moran* (I_m). Valor de significância ($p-v \leq 0,05$).

Deferentes foram as [Hg] no solo dos monólitos sob FN¹ e $SQF \geq 10^{39}$ (exceto de 0 – 20cm) que apresentaram perfeita negativa indireta correlação espacial, com nível de significância estatística igual a zero ($p-v = 0$), nas camadas de 0 – 10cm e 10 – 20cm de profundidade no período seco e chuvoso. Este nível de confiança indica que as concentrações de Hg nestas classes de uso e cobertura da terra apresentam uma tendência de independência, assim com a [Hg] do solo sob Aip13 de 0 – 20cm de profundidade no período seco de ínfima a perfeita negativa e positiva, com nível de significância > 5% para as [Hg] do solo (Tabela 3.8).

Os mapas de *clusters* das [Hg] (Figura 3.21 / A) gerados a partir do *I Moran Local* (Li), interpolador quântico e algoritmo de densidade (densidade de metais traços) espacial do Terraview, permitiu identificar na área de estudo a formação de duas áreas distintas quanto a distribuição e a variabilidade espacial dos teores de mercúrio em solo detectados de 0 – 10cm de profundidade. A área A1 é formada por *clusters* com ICE perfeito significativo ($p-v \leq 0.05$) para as [Hg], ocorrendo na área do SAF3. Esta encontra-se associada a áreas com forte correlação espacial para a variável Hg, concentrando-se sob os polígonos de floresta nativa (FN⁴⁴ e FN⁴⁵) e SAF19, mas com nível de significância maior que 5% ($p-v > 0,05$). Nas

extremidades da área A1 observou-se ICE ínfimo para as concentrações de Hg nos monólitos de solo de agricultura itinerante (Ai) e agricultura temporária mecanizada (Atm).

Tabela 3.8 – Variabilidade espacial das [Hg] de 0 - 10cm e 10 - 20cm de profundidade do solo em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.

Sistema	Geoestatística espacial					
	0 - 10cm seco			0-10cm chuvoso		
	Hg	Li.	$p-v=0.05$	Hg	Li	$p-v=0.05$
FN ⁰¹	119	-0.7210	0.27	242	-0.5600	0.34
FN ⁴⁴	200	0.1987	0.39	200	-0.07210	0.58
FN ⁴⁵	153	0.14326	0.08	153	0.9328	0.1
PE8	62	0.04185	0.28	-	-	-
PE12	48	-0.5059	0.26	-	-	-
Atm	68	-0.0410	0.47	105	-0.0569	0.43
Ai	86	-0.1214	0.35	124	-0.0887	0.46
Aip13	90	-0.4029	0.33	-	-	-
SAF3	184	1.7342	0.03	224	1.7524	0.02
SQF15	219	-0.6231	0.36	292	-1.0455	0.27
SAF19	100	-0.1083	0.4	117	-0.0346	0.64
SAF ≥ 10 ⁵⁵	127	-0.0494	0.62	78	-0.01340	0.58
SQF ≥ 10 ⁵⁶	37	0.02596	0.46	38	-0.0041	0.57
SQF ≥ 10 ^{56a}	33	-0.1140	0.16	109	0.2167	0.22
SAF ≥ 10 ⁶⁰	73	-0.0599	0.4	72	0.0039	0.42
SQF ≥ 10 ³⁹	212	-1.7410	0*	228	-1.4907	0*
SQF ≥ 10 ^{35a}	126	-0.5506	0.3	131	0.01351	0.34
SQF ≥ 10 ³⁵	140	0.4384	0.16	104	0.4657	0.04
	10-20cm seco			10-20cm chuvoso		
FN ⁰¹	158	-0.7949	0*	215	-1.2780	0.46
FN ⁴⁴	150	-0.1611	0.36	194	-0.3323	0.3
FN ⁴⁵	239	0.2522	0.31	137	0.2029	0.28
PE8	77	0.04856	0.17	-	-	-
PE12	118	0.0345	0.43	-	-	-
Atm	89	-0.0630	0.42	112	-0.0707	0.46
Ai	66	0.0086	0.42	138	-0.1752	0.34
Aip13	159	-0.8039	0.29	-	-	-
SAF3	85	0.1206	0.1	160	0.6762	0.14
SQF15	327	-1.2643	0.32	308	-0.7966	0.49
SAF19	190	0.03602	0.41	100	0.1110	0.28
SAF ≥ 10 ⁵⁵	121	-0.2129	0.22	94	0.0551	0.45
SQF ≥ 10 ⁵⁶	87	0.0170	0.38	113	0.03417	0.45
SQF ≥ 10 ^{56a}	146	0.5747	0.09	114	0.5818	0.01
SAF ≥ 10 ⁶⁰	112	-0.1688	0.25	64	0.0009	0.43
SQF ≥ 10 ³⁹	225	-1.3967	0*	238	-1.4683	0*
SQF ≥ 10 ^{35a}	235	0.0751	0.38	197	0.2131	0.29
SQF ≥ 10 ³⁵	126	0.5880	0.03	148	0.8654	0.02

Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm), itinerante (Ai), itinerante com treze anos de pousio (Aip13), sistema agroflorestal (SAF's) com 3, 15 e 19 anos de adoção e quintal florestal (SQF) com mais de dez anos de adoção. Desvio padrão vetorial (Z), valor da mediana vetorial (Wz). Índice de correlação espacial local - (Li ou ICE). ICE nulo = 0, ínfima = $0 > ICE \leq 0.089$; fraca = $0.089 > ICE \leq 0.174$; moderada $0.174 > ICE \leq 0.545$, forte = $0.545 > ICE \leq 0.745$ e perfeita $ICE \geq 0,745$. ICE ou Li significativo $p-v < 0.05$, ICE não significativa $p-v > 0.05$. (*) Significância de representação cartográfica do fenômeno $p-v \leq 0,001$.

A segunda área (A2) formou-se por *clusters* com índice correlação espacial local perfeito, para o teor de Hg do solo sob o SQF $\geq 10^{39}$, mas o nível de confiança foi igual a zero ($p-v=0$). Isto significa que a [Hg] do solo no SQF $\geq 10^{39}$ apresenta tendência de independência espacial, com significância na representação espacial da [Hg] $< 0,001$. Integram este agrupamento (*clusters*) os SQF15, SAF19, SQF $\geq 10^{55}$, SQF $\geq 10^{35a}$, cujo ICE de Hg do solo variaram de perfeito a ínfimo, todos com nível de confiança $> 5\%$ ($p-v > 0,05$).

A interpolação dos coeficientes de associação espacial (*Li* ou ICE de *Moran*) dos teores de Hg do solo referentes ao período de estiagem sul amazônico, obtidos nas camadas de 0 – 10 e 10 – 20cm de profundidade de solo sob diferentes sistemas de uso da terra apresentaram padrão semelhante na distribuição espacial para variável mercúrio, observados no período chuvoso (Figura 3.21 – B / C). Entretanto, os mapas (3.21 – D / E) *clusters* elaborados a partir das médias de Hg do solo de 0 a 20cm de profundidade exibiram padrões espacial distintos, com três categorias (FN, Ai e SAF) e cinco classes de uso e cobertura da terra (áreas / ou polígonos) apresentando correlação espacial variando de perfeita a moderada no período seco, conforme Tabela 3.9.

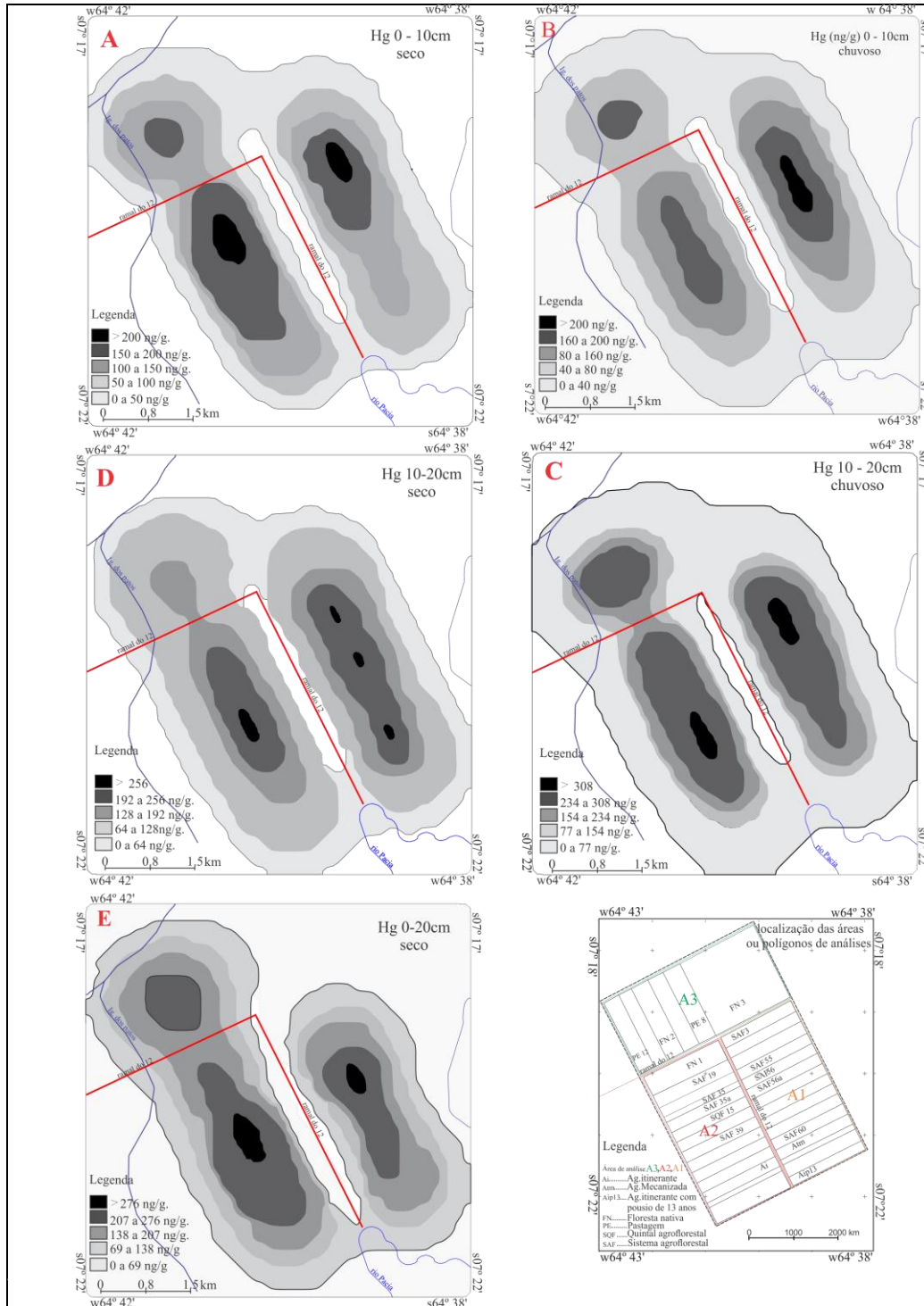
Tabela 3.9 – Variações espaciais das [Hg] de 0 a 20 cm de profundidade do solo em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.

Sistema	Geoestatística espacial					
	Hg	<i>Li</i>	$p-v \leq 0.05$	Hg	<i>Li</i>	$p-v \leq 0.05$
	0 - 20cm seco			0-20cm chuvoso		
FN ⁰¹	138	-0.8059	0*	228	-1.3955	0.34
FN ⁴⁴	175	-0.0830	0.45	197	-0.2427	0.44
FN ⁴⁵	196	0.9412	0.17	145	0.4481	0.18
PE8	69	0.0487	0.18	-	-	-
PE12	83	0.0978	0.31	-	-	-
Atm	78	-0.0559	0.42	109	-0.0640	0.54
Ai	75	-0.0441	0.38	131	-0.1478	0.44
Aip13	124	-0.6589	0*	-	-	-
SAF3	135	0.7890	0.13	192	1.0286	0.09
SQF15	273	-1.0167	0.25	300	-0.9204	0.31
SAF19	145	-0.0639	0.52	108	0.04632	0.28
SAF $\geq 10^{55}$	124	-0.1883	0.39	86	0.0365	0.52
SQF $\geq 10^{56}$	62	0.0001	0.56	76	0.0027	0.36
SQF $\geq 10^{56a}$	89	0.2033	0.05	126	0.3380	0.12
SAF $\geq 10^{60}$	92	-0.1212	0.38	68	0.0014	0.42
SQF $\geq 10^{39}$	218	-1.6461	0.04	240	-1.4945	0.15
SQF $\geq 10^{35a}$	180	-0.3411	0.54	164	0.0608	0.27
SQF $\geq 10^{35}$	133	0.6462	0.05	126	0.5939	0.03

Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm), itinerante (Ai), itinerante com treze anos de pousio (Aip13), sistema agroflorestal (SAF's) com 3, 15 e 19 anos de adoção e quintal florestal (SQF) com mais de dez anos de adoção. Desvio padrão vetorial (*Z*), valor da mediana vetorial (*Wz*). Índice de correlação espacial local - (*Li* ou *ICE*). ICE nulo = 0, ínfima = 0 > ICE $\leq 0,089$; fraca = $0,089 > ICE \leq 0,174$; moderada $0,174 > ICE \leq 0,545$, forte = $0,545 > ICE \leq 0,745$ e perfeita $ICE \geq 0,745$. ICE ou *Li* significativo $p-v < 0,05$, ICE não significativa $p-v > 0,05$. (*) Significância de representação cartográfica do fenômeno $p-v \leq 0,001$.

Todas com níveis de significância de mapeamento ≥ 0.05 , exceto na FN⁰¹ e Aip13 que apresentaram $p-v = 0.001$. Em contrapartida no período chuvoso, apenas o SQF ≥ 10 ³⁵ apresentou ICE perfeito direto ($Li=0.5939$ e $p-v = 0.03$), com nível de confiança menor que 5%.

Figura 3.21 – Mapas de *clusters* das [Hg] do solo de 0 a 20cm de profundidade em diferentes usos da terra no AR – Umari / AM.



3.4 DISCUSSÕES

3.4.1 Sistemas agroflorestais (SAF's) e a recuperação da qualidade do solo

Os dados apresentados e associados a pesquisa sobre dinâmica tempore-espacial de carbono orgânico e mercúrio em Argissolo Vermelho e Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais (DORAN, 2002; MARIN, 2001; NEU, 2005; RODRIGUEZ, 2015; VEZZANI e MIELNICZUK, 2009; CAMPOS, 2009; LIMA et al. 2011; BRITO et al., 2012; OLIVEIRA, 2013) permitiram identificar que a conversão das áreas de agricultura itinerante (corte-queima) em sistemas agroflorestais (SAF's e SQF's) no assentamento rural Umari / AM, promoveu a recuperação dos indicadores (físicos, químicos e biológicos) de qualidade de solo, a capacidade de retenção de carbono orgânico e mercúrio do ecossistema solo, em especial nos SQF's. Porém, antes de pormenorizar a discussão sobre os indicadores de qualidade de solo em sistemas agroflorestais, elencados na pesquisa é cabível lembrar a concepção teórica sobre os tipos de mudanças (conversão e modificação) de uso e cobertura da terra, promovidas pela implantação de inúmeros programas de desenvolvimeto regional no sul do Amazonas, em especial na microrregião do Médio rio Purus / AM.

A “conversão” da cobertura de terra refere-se a troca no espaço e no tempo de uma classe de uso e cobertura da terra por outra da mesma categoria, enquanto a mudança por “modificação” está relacionada a transformação parcial ou total de uma categoria de uso e cobertura da terra por outra categoria. Esta última, geralmente envolve derrubada e queima da floresta nativa e, pode ocorrer mediante à alteração parcial da composição florística da floresta nativa cultivada (TURNER et al., 1994; BRIASSOULIS, 1999; AGUIAR, 2000; ESCADA, 2003).

Independente da classe de solo, existem inúmeras pesquisas internacionais e nacionais publicadas, na forma de artigo científico e monografia de conclusão de curso, sobre avaliação da qualidade de solo em diferentes categorias e classes de uso e cobertura da terra, desenvolvidas na Amazônia (ALFAIA et al., 2004; MENEZES et al., 2008; FEARNSSIDE et al., 2009; MATOSO et al., 2012; PINHO et al; 2012; GUIMARÃES et al., 2013). Apesar da relevância científica dessas pesquisas entre outras, observou-se insegurança e, até mesmo imprecisão na aplicação do conceito de mudança de uso e cobertura da terra, por “conversão e / ou modificação” em vários documentos consultados, ao longo desta pesquisa. Os dois conceitos, apresentam forte interação pelo processo de mudança da cobertura da terra, por

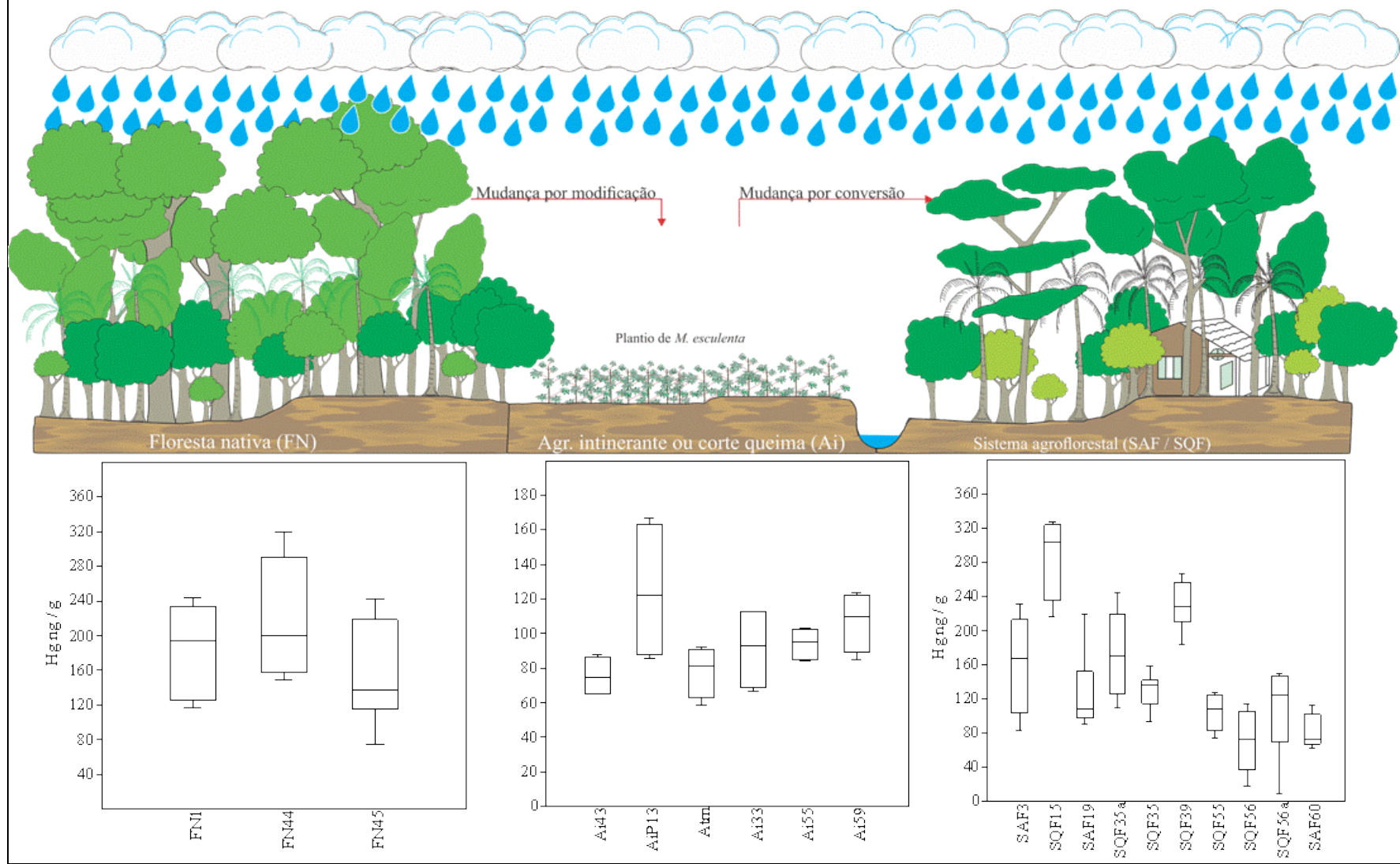
meio da ação humana. Porém, ambos produzem mudanças distintas no espaço agrário que vão refletir no padrão de qualidade do solo e na sustentabilidade do agroecossistema.

A mudança (modificação) de floresta nativa (FN) para agricultura itinerante com ou sem pousio (Ai e Aip13), agricultura temporária mecanizada (Atm) e pastagem (PE08 e PE12), destinada a criação extensiva de gado de corte, significou redução acentuada dos atributos físico-químicos e, dos teores de carbono orgânico e mercúrio do solo. Por outro lado, a mudança (conversão) no uso da terra de agricultura itinerante (Ai) por sistemas agroflorestais (SQF15, SQF \geq 10^{35a}, SQF \geq 10³⁵, SAF19 e SQF SQF \geq 10³⁹) representou incremento dos teores de fósforo (P), potássio (K), nitrogênio (N), capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (COT) e mercúrio total (Hg) (Figura 3.22). Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstraram que os indicadores de qualidade de solo podem apresentar diferença significativa no espaço e no tempo, quando a mudança de uso da cobertura da terra foi promovida por conversão e / ou modificação.

Nenhuma resposta precisa pode ser dada quanto ao tempo necessário de formação de um solo na região Amazônica, uma vez que a intensidade do processo de intemperismo químico pode variar conforme a magnitude, diária, mensal, sazonal e anual dos elementos climáticos (temperatura e umidade) (WICANDER e MONROE, 2009). Porém, experimentos realizados na floresta Tropical Atlântica por Marin (2002) e no Centro de Endemismo Biogeográfico de Belém (CEB) por ROUSSEAU et al. (2014) esclarecem que as mudanças nas variáveis químicas do solo em sistemas agrícolas conservacionistas, não ocorrem a curto prazo e, afirmam que o tempo de percepção visando verificar possíveis alterações nos atributos químicos do solo, pode variar de uma e três décadas (\pm 10 a 30 anos), após a implantação do sistema agroflorestal.

No que se refere ao tempo efetivo de recuperação das funções ecológicas do solo, os sistemas agroflorestais implantados a mais dez anos, no AR-Umari / AM apresentaram significativa capacidade de resiliência nutricional do solo, em especial os solos do SQF15, SQF \geq 10³⁵, SQF \geq 10^{56a}, SAF19 e SQF \geq 10³⁹. Comportamento díspare foi observado no SAF3 (três anos de conversão de Ai para SAF), cujas propriedades físico-químicas apresentaram concentrações médias proporcionais as observadas nos solos sob agricultura itinerante sem pousio (Ai) e agricultura temporária mecanizada (Atm), exceto os teores de carbono orgânico (COT), densidade aparente (DAS), estoque de nitrogênio (EN) e teores de mercúrio (Hg).

Figura 3.22 – Concentração de mercúrio em solo de uma cronossequência de floresta nativa– agricultura itinerante e sistemas agroflorestais.



3.4.2 Os sistemas agroflorestais (SAF's) promovem incremento de carbono orgânico no ecossistema solo

A extensa área de floresta do ecossistema de terra firme na Amazônia, evoluiu sob solos (Latosolos e Argissolo entre outros) com deficiência de nutrientes minerais. A existência de nutrientes, essenciais na manutenção do reino vegetal e animal no Bioma Amazônico, estão relacionados ao eficiente processo de ciclagem de nutrientes, liberados por decomposição da biomassa (carbono orgânico) proveniente da própria floresta, que se incorpora aos solos e posteriormente são absorvidos pelo sistema radicular das plantas através de processos biogeoquímicos complexos (LEPSCH, 2002; RICHERS, 2010; LINHARES et al., 2014). A mudança de uso e cobertura da terra por conversão e / ou modificação, em curso no sul do Amazonas, interrompe o eficiente processo cíclico de produção de nutrientes, envolvendo planta – serapilheira – pedofauna – carbono orgânico – solo e, ao mesmo tempo contribui no aumento do dióxido de carbono entre outras substâncias volatéis (metais traços e compostos gasosos nocivos) na atmosfera.

A mudança da floresta nativa por pastagem cultivada com *B. brizantha* cv. Marandu no assentamento rural Umari / AM, resultou no aumento dos estoques de carbono do solo nas parcelas sob pastos (PE8 e PE12), com oito e doze anos de formação. Este aumento no estoque de CO do solo sob pastagem foi observado em outras áreas de pasto, com mais de cinco anos de formação no Sudoeste Amazônico por Moraes et al. (1996); Bernoux et al. (1999). E foram proporcionais aos obtidos por Silva-Junior et al. (2009), que verificaram aumento nos estoques de carbono na camada de 0-10cm de solo, conforme o tempo de modificação da cobertura florestal em pastagem cultivada, na microrregião de Marabá (Pará) Amazônia oriental.

Apesar dos estoques de carbono do solo sob pastagem obtidos neste estudo estarem compatíveis com os registrados em outras pesquisas realizadas na Amazônia, este deve ser visto com cautela, em termo de mitigação de gases do efeito estufa (GEE), já que o plantio de gramínea para formação de pastos no sul do Amazonas (AR-Umari /AM), a décadas tem sido realizado mediante derrubada e queima da floresta primária. Associa-se a este processo a queima da pastagem como forma de manejo e controle de pragas. Prática que implica na emissão líquida de dióxido de carbono para atmosfera. Por isso, podemos entender que as áreas de pastagens destinadas a criação extensiva do gado de corte no assentamento rural Umari e ao longo da rodovia Transamazônica (BR 230), configura-se uma fonte líquida de emissão de carbono e não um sumidouro (SALIMON et al., 2007).

A fim de comparar os EC do solo sob pastagem extensiva, esperava-se encontrar sistemas agrossilvopastoril na área avaliada, uma vez que este sistema de uso da terra apresenta tendência de estocar elevados teores de carbono orgânico, com o passar dos anos (NEVES et al., 2004). Entretanto, nenhuma unidade de agrossilvopastoril foi identificada durante o trabalho de campo no assentamento rural Umari / AM e, ao longo da rodovia transamazônica.

Na região amazônica, é milenar o preparo da área de plantio de *Manihot esculenta* Crantz (mandioca) com base no corte e queima da vegetação primária. Esta prática de manejo do solo favorece a incorporação de carbono calcinado que proporcionam a transferência de nutrientes a camada superficial do solo. A cinza e carvão vegetal oriundo da queima da fitomassa possibilitam a curto prazo uma boa produção agrícola (safra), durante 2 a 3 anos de cultivo. Após este período os colonos relataram que há um declínio acentuado da produção agrícola. Por isso, a área é abandonada e, um novo ciclo (corte-queima, plantio e colheita) inicia-se no interior do imóvel rural, processo que perdura até atingir o limite máximo de supressão da floresta, regulamentado no Código Florestal Brasileiro – CFB (RICHERS et al., 2010).

O abandono (pousio) da área de cultivo pelo agricultor, com a finalidade de “descansar a terra” após sucessivos anos de produção, promove a regeneração natural da cobertura vegetal (capoeira ou mata secundária). Esta é vista pelo pequeno produtor do AR-Umari, como uma prática de manejo da terra destinada a reposição natural de nutriente para que a terra volte a produzir novamente, porém, o valor médio de fósforo ($3,70 \text{ mg} / \text{dm}^3$, / 0 – 20cm de profundidade), observado nas amostras de solo da parcela de agricultura itinerante, com 13 anos de abandono ou pousio (Aip13) mostra que o tempo de reposição desse atributo químico é bem maior do que os praticados pelos agricultores sul amazonenses. Para Foster et al. (2003) as mudanças no uso e cobertura da terra alteram a dinâmica natural do fluxo de nutrientes e carbono do solo, uma vez que esse serviço de suporte prestado pelos ecossistemas florestais pode ser afetado por mais de 100 anos, depois de cessada a prática agrícola em um determinado espaço rural.

Os resultados de EC do solo na área de agricultura temporária mecanizada (Atm), cuja preparo do solo envolveu uso intensivo de máquinas agrícolas, não diferem dos EC do solo observados nas parcelas sob agricultura itinerante com ou sem pousio. A remoção da matéria orgânica por derrubada e queima da biomassa e a retirada da camada orgânica do solo

com uso de maquinários agrícolas, explica a similaridade dos teores de carbono em ambas as classes de uso da terra.

Os sistemas agroflorestais (SAF's) inventariados na área do assentamento rural Umari / AM fazem parte de uma categoria de uso integrado da terra, desenvolvidos com baixo uso de insumos. Estes apresentam funções ecológicas semelhantes as da florestal ombrófila aberta de terras baixas com Aracaceae (palmeiras) sul amazônica (MCGRATH et al., 2001; SANTOS et al., 2004; ALTIERI, 2012; RODRIGUEZ 2015). O manejo sustentável do solo, (ausência de corte-queima, revolvimento do solo, aplicação de agroquímicos, etc.) permitiu a estocagem de elevadas concentrações de carbono orgânico no solo dos sistemas agroflorestais (SAF) com mais de dez anos de adoção, especialmente no período chuvoso. Valores da mesma ordem de grandeza foram observados para os estoques de nitrogênio do solo sob o SAF19, SQF15 e SAF3.

O aumento do estoque CO em solos sob sistemas agroflorestais pode estar relacionado a três fatores principais: (i) maior aporte de fitomassa (resíduos vegetais) que o sistema recebe ao longo dos anos com baixa interferência antrópica, (ii) proteção geofísica dos compostos orgânicos em profundidade, contra a ação de organismos decompositores de CO nos agregados do solo; e iii) proteção geoquímica das substâncias orgânicas através da interação destas com os minerais e cátions do solo que reduz o processo de decomposição das moléculas de carbono no ecossistema solo (RANGEL et al., 2007).

Os maiores estoques de CO e NT no solo sob os SQF $\geq 10^{35}$, SQF $\geq 10^{56a}$, SAF19 e SQF15 com maior tempo de implantação no assentamento Umari / AM evidenciam que a cobertura da terra formada por espécies pertencentes a família botânica das Sterculiaceae, (*Theobroma grandiflorum* Schum, *Theobroma cacao* L. etc.), Arecaceae (*Astrocaryum aculeatum* G. F. W. Meyer, *Bactris gasipaes* Kunth, *Euterpe oleracea* Mart), Meliaceae (*Carapa guianensis* Aubl.) e, principalmente Lecythidaceae (*Bertholletia excelsa* Humb); estão corroborando no incremento de resíduos vegetais sobre a camada superficial do solo no interior dos sistemas e, conseqüentemente, nos teores de matéria orgânica, compartimento que constitui um dos principais reservatórios de carbono e nitrogênio nos solos sul amazônicos (SMITH e FIK., 1995; ARAÚJO et al., 2011; SANTIAGO et al., 2013).

3.4.3 Correlação espacial de atributos químicos e estoque de carbono do solo sob sistemas agroflorestais (SAF's), agricultura, pastagem e floresta nativa

A partir de análise geoestatística de correlação espacial local de Moran (*Li ou ICE*), foi identificado diferenças significativas nos índices de correlação espacial para as variáveis

EC e EN do solo, conforme o tipo de mudança de uso e cobertura da terra. As áreas de agricultura (Ai Atm e Aip13) e pastagem extensiva (PE8 e PE12), cuja cobertura florestal foi substituída (mudança por modificação de uso da terra) por meio do manejo de corte e queima da biomassa vegetal, apresentaram ICE para os estoques de carbono orgânico do solo inferiores aos registrados nos solos sob sistemas agroflorestais, implantados a mais de dez anos na área de estudo.

O índice de correlação espacial perfeito, com significância inferior a 5% ($p-v \leq 0,05$) para os EC do solo foram registrados nas parcelas sob os SQF $\geq 10^{56a}$, SQF $\geq 10^{35}$ (0 – 10cm de profundidade), FN, SAF19, SQF $\geq 10^{56}$ e SQF $\geq 10^{35}$ (0-20cm de profundidade) no período seco e chuvoso. Estes apresentaram tendência no aumento dos índices de dependência espacial, reflexo do elevado estoques de carbono na camada de 0-20cm de profundidade do solo. Segundo (ALTIERI, 2012) a presença de espécies arbóreas perenes lenhosas, por exemplo, de Lecythidaceae (*Bertholletia excelsa* Humb) favorece a restauração das propriedades físicas do solo, em especial a estrutura. Além disso, as espécies arbóreas com o passar dos anos, podem favorecer maior aporte de matéria orgânica, descompactação do solo por meio do sistema radicular e a (re) colonização da micro, meso e macro biota do solo. A interação destes podem influenciar o desenvolvimento de agregados do solo mais estáveis.

Diferentes dos SAF's foram os ICE de EC do solo sob agricultura (Ai Atm e Aip13). Nesta categoria de uso da terra houve tendência de independência espacial, já que os ICE variaram de ínfimo a fraco, com significância superior a 5%. O manejo incorreto do solo, a ausência de espécies arbóreas e arbustivas perenes lenhosa que promovam a reposição periódica da matéria orgânica, são alguns dos fatores que explicam a queda acentuada dos teores de carbono e, por conseguinte a baixa correlação espacial do EC do solo sob agricultura e pastagem da área avaliada.

Além do carbono orgânico (CO) e do nitrogênio (N), outros atributos físico-químicos apresentaram perfeita correlação espacial, com nível de significância $\leq 5\%$ nos sistemas agroflorestais com dez anos ou mais de adoção no AR-Umari / AM. Os teores de argila, P, K, DAS, CTC, a saturação por base (V%) exercem influência direta na variabilidade espacial no EC do solo sob os SAF's e na floresta nativa, usada com referência. Estes mesmos parâmetros apresentaram níveis de correlação espacial, variando de moderado a ínfimo ($p-v > 0,05$) para os solos amostrados nas áreas de pastagem extensiva, agricultura e sistema agroflorestal com três anos de adoção (SAF3).

A perfeita correlação espacial de atributos físico-químicos (Das, teores de argila, K, P, CTC e V%), estoque de carbono orgânico e nitrogênio do solo sob os SQF $\geq 10^{56a}$, SQF $\geq 10^{35}$ e SQF $\geq 10^{39}$, indicam maior influência das propriedades intrínsecas do solo (fatores internos de formação do solo), como textura e mineralogia. Por outro lado, correlações espaciais ínfimas e fracas apresentadas pelos atributos físico-químicos, estoque de carbono orgânico e nitrogênio do solo sob Ai e Atm sugerem maior interferência dos fatores extrínsecos (externos) sobre a pedogênese, a exemplo do manejo do solo (corte e queima da biomassa) (SANCHEZ, 2010).

Em outras palavras, é possível afirmar que os SAF's favorecem a pedogênese e o uso sustentável agrícola do solo com o passar dos anos, enquanto a agricultura itinerante (Ai) com ou sem pousio interfere no processo de pedogênese com fortes implicações pedoambientais, no que se refere a fertilidade natural do solo, que podem perdurar por décadas (MARIN, 2002; NEU, 2005; VEZZANI e MIELNICZUK, 2009; RODRIGUEZ, 2015).

Estes resultados confirmam a hipótese que, os SAF's a partir de dez anos ou mais de implantação, promovem o aumento do EC do solo, e recuperam a qualidade físico-química dos atributos do solo, outrora perdida pela substituição (modificação) da floresta nativa por área de agricultura itinerante (corte e queima) e pecuária extensiva. Esta dinâmica, aparentemente é mais rápida nos SQF's e SAF's sul amazônicos, possivelmente devido a diversidade de espécies arbóreas perene lenhosa e, principalmente da disposição espacial assimétrica das espécies, adotado pelo agricultor sul amazônico, este difere do espaçamento rigoroso e metódico defendido no meio acadêmico de Engenharia Florestal, Agronomia entre outros ramos das ciências agrárias e exatas.

3.4.4 Conversão da área de agricultura itinerante em sistema agroflorestais e a retenção de mercúrio no solo

Atualmente, existe um número considerável de pesquisas publicadas, realizadas na Amazônia, envolvendo diferentes matrizes ambientais sobre os riscos que o mercúrio (Hg^0 , Hg^{2+} e $CH_3 Hg^+$) oferece à saúde humana e ao ambiente natural (PFEIFFER e LACERDA, 1988; ROULET et al., 1998; LACERDA, 1997; WANSSEMAN et al, 2001; HINTON, 2002; BASTOS, 2004; FADINI, 1999; MASCARENHAS et al., 2004; LACERDA e MALM, 2008; MELENDEZ-PEREZ, 2013). Agora são raras ou inexistentes as pesquisas sobre avaliação da qualidade do solo, tendo o mercúrio como potencial indicador para aferir a capacidade do solo sob SAF em reter Hg e, outras substâncias orgânicas e inorgânicas prejudiciais aos sistemas naturais e cultivados. Neste contexto, antes da discussão sobre a

retenção de Hg em solo sob SAF's é cabível lembrar que, um solo de boa qualidade além de servir de substrato essencial para sustentação de fauna e flora, deve servir de tampão ambiental na formação, regulação, retenção e degradação de compostos nocivos ao meio ambiente, por exemplo de metais pesados (mercúrio, chumbo, cromo, cádmio, etc) e compostos orgânicos persistentes (VEZZANI e MIELNICZUK, 2009; LARSON e PIERCE, 2015).

Estudos comprovam que os solos amazônicos, são ricos em Hg (MALM et al., 1991; ROULET et al., 1995; FADINI e JARDIM, 1998; LECHLER et al., 2000; BASTOS e LACERDA, 2004; LINHARES et al., 2009). Os resultados de Hg detectados na camada de 0 – 10cm e 10 – 20cm e perfis de solo (LINHARES et al., 2015) na área do AR-Uuari / AM (zona rural de Lábrea /AM), ratificam a existência de elevadas concentrações de mercúrio nos solos sul amazônicos, em especial na microrregião no Médio rio Purus.

Os solos sob agricultura itinerante (Ai) que tiveram a supressão da cobertura de floresta nativa (modificação drástica da cobertura da terra) apresentaram na camada de 0 – 10cm de profundidade, concentrações de Hg inferiores que os solos sob FN. A baixa [Hg] do solo nas parcelas de Ai, está relacionada a dois fatores. Primeiro, a alta temperatura promovida pela queima da biomassa propiciou a volatilização do mercúrio contido na serapilheira e na camada superficial do solo (MELENDEZ-PEREZ et al., 2014). Segundo, com a perda da cobertura florestal o solo ficou exposto ao efeito cinético das gotas de água da chuva, fato que favoreceu o processo de erosividade da fração fina do solo, na qual o mercúrio é adsorvido com maior eficiência. Estes resultados são compatíveis com os obtidos por Mainville et al. (2006), ao estudarem o efeito da mudança de uso da terra sobre a distribuição de mercúrio em solo da Amazônia peruana. E, de Lacerda et al. (2012) quando afirmam que, o corte e queima da vegetação primária é o principal vetor de (re) mobilização e exportação de Hg para ambiente atmosférico, aquático e terrestre. Por outro lado, Almeida et al. (2009), ao estimarem as emissões de Hg⁰ em solos sob diferentes usos da terra, observaram que as concentrações de mercúrio por desgassificação direta do solo para atmosfera, responde por uma pequena parte da perda de mercúrio, após alguns anos da área de floresta ter sido transformada em pastagem. Entretanto, a eluviação (movimento vertical de um mineral ou substância química da camada superfície para camadas mais profundas) e a lixiviação de Hg para fora do sistema tem uma participação maior na perda de Hg em solos expostos no trópico úmido.

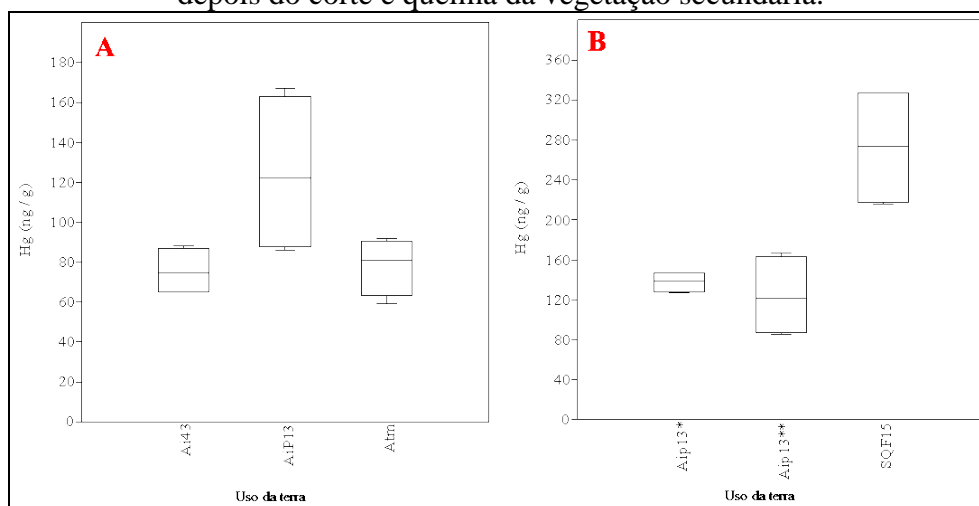
Entre os diferentes sistemas agrícolas (Ai, Atm e Aip13) e manejo do solo, não houve diferença significativa nas concentrações de mercúrio e carbono orgânico. Entretanto, a

categoria de uso agrícola da terra apresentou concentração média de Hg inferiores as observadas em solo sob FN e SAF's com mais dez anos de adoção.

Esperava-se que a [Hg] do solo (0 – 10cm de profundidade) sob agricultura itinerante com pousio (Aip13), após regeneração da vegetação secundária, fosse apresentar [Hg] e [CO] semelhantes as observadas nas áreas de floresta nativa (valores de referência local) e sistemas agroflorestais (SAF's) com mais de dez anos de implantação. Entretanto, não houve incremento, retenção e acumulação significativa de mercúrio no solo sob agricultura itinerante, mesmo após treze anos de pousio.

No solo da parcela de Aip13 um fato singular chamou a atenção. As médias de [Hg] do solo antes (138 ng/g \pm 10.03 – amostragem realizada em agosto de 2014) e depois (124,25 ng/g \pm 40.75) do corte e queima da cobertura de vegetação secundária, que emergiu após treze anos de pousio, foram proporcionalmente de mesma ordem de grandeza (Figura 3.23 / A e B). Outro fato, ainda mais curioso foi o aumento médio das concentrações de Hg na camada de 10 a 20cm de profundidade do solo, após o 2º ciclo de cultivo de *M. esculenta* (início agosto de 2015).

Figura 3.23 – (A) Concentrações de mercúrio na camada de 0 – 20cm de profundidade de solo do período seco, em diferentes áreas de agricultura e manejo do solo. (B) Concentração de mercúrio do solo sob Aip13 antes e depois do corte e queima da vegetação secundária.



Obs.: agricultura itinerante (Ai), agricultura itinerante com treze anos de pousio (Aip13), agricultura temporária mecanizada (Atm), quintal agroflorestal (SQF15). (*) Amostragem de solo sob Aip13 antes do corte e queima da vegetação secundária. (**) Amostragem de solo sob Aip13 depois do corte e queima da vegetação secundária.

Os resultados de [Hg] do solo obtidos na área de Aip13 e, demais agroecossistemas avaliados demonstram claramente a entrada Hg atmosférico no ecossistema solo do AR-

Umari / AM, via deposição seco e úmida (ERICKSEN et al., 2003; ALMEIDA et al., 2009; MAGARELLI e FOSTIER, 2009).

A pobreza de argila na camada superficial do Argissolo Vermelho e Argissolo Vermelho-Amarelo e, a dominância da fração areia (francoarenosa e franco argiloarenosa) reduziu a superfície de adsorção do Hg, quando precipitado no solo. É provável que, durante as primeiras precipitações que marcam o início da estação chuvosa na região sul Amazônica, o Hg proveniente de deposição seca tenha percolado para a camada subsuperficial do solo na área de Aip13 (GRIGAL et al., 1994; OLIVEIRA et al., 2007).

Há uma forte ligação química entre os teores de matéria orgânica, argilo mineral e mercúrio (FELISBERTO, 2009; PIERANGELI et al., 2009; SOARES et al., 2015). Grigal et al. (1994), ao estudarem o padrão de distribuição de mercúrio em diferentes paisagens pedo-geomorfológica e uso da terra, na zona rural da pequena cidade de Anoka (State Minnesota - USA) observaram que a curva de incremento exponencial da matéria orgânica do solo e do mercúrio complexado na MO, estabiliza-se após setenta anos (70 anos) de abandono (pousio) da área de cultivo. No ambiente tropical amazônico, Bastos e Lacerda (2004) argumentam que o tempo de retenção e residência do Hg em solos sob floresta tropical nativa é desconhecido. Mas, admitem que deva ser superior a 100 anos, depois de cessada a prática agrícola e o pastoreio do rebanho bovino, em um determinado espaço rural. Estas contribuições levam-nos a refletir que o histórico de uso da terra, a tipificação da mudança de cobertura da terra e o tempo efetivo de resiliência da cobertura vegetal secundária interferem na qualidade do solo e na capacidade de armazenamento de carbono orgânico e mercúrio do solo sob agricultura itinerante com e sem pousio no AR-Umari / AM.

3.4.5 Retenção de mercúrio no solo sob floresta nativa

A variabilidade dos teores médios de mercúrio em solo sob FN (FN¹, FN⁴⁴ e FN⁴⁵) usada como referência, não foram homogêneas, seja em área de reserva legal (FN⁴⁴ e FN¹) ou floresta nativa de preservação permanente (FN⁴⁵). Os fatores inerentes (intrínsecos) ao processo de formação solo, tais como: estrutura e textura do solo, relevo, presença de organismo no solo (biota), estágio de desenvolvimento das espécies arbóreas, influenciam diretamente no processo de retenção do Hg no solo sob floresta nativa (CAMBARDELLA et al., 1994; YANG et al., 2008; HERRMANN et al., 2008).

Medições de mercúrio gasoso realizadas em solo sob FN, no estado de Rondônia, por Almeida et al. (2005) mostraram que o ar atmosférico no interior da floresta primária

apresentava menor [Hg], quando comparado aos observados em solo sob pastagem. Esta redução do fluxo de [Hg] em FN foi associada ao eficiente processo de adsorção de Hg^0 , exercido pelo sistema foliar das espécies arbóreas, que compõem a floresta amazônica. A este respeito Rea e Keeler (1996), ao estudarem a deposição de mercúrio interceptado no dossel da floresta em uma microbacia hidrográfica, situada nas proximidades da cidade de Montreal (Canadá) estimaram que a cobertura florestal nativa pode simultaneamente interceptar e transferir a serapilheira até 82% do mercúrio atmosférico deposição via precipitação seca e úmida no dossel. Enquanto Fostier et al. (2000), em experimento similar realizado na microbacia hidrográfica do rio Pedra Preta (Amazônia oriental), estimaram uma deposição seca de mercúrio sobre o dossel de 54%, e na serapilheira através da transprecipitação de 72%. Em contrapartida, Blackwell et al. (2015) não observaram correlações geoestatísticas significativas entre as concentrações de mercúrio detectadas nas folhas das espécies arbóreas estudadas e na camada superficial do solo. Entretanto, admitiram que a falta de correlação pode estar relacionada ao processo de transprecipitação que promove a lavagem do tecido foliar e o enriquecimento de Hg do compartimento serapilheira- solo.

Com base nas concentrações de mercúrio detectadas em solo sob FN, neste e, em outros estudos realizados anteriormente no Bioma Amazônico entre outros biomas (Tabela 3.10), admite-se que o balanço de mercúrio na interface atmosfera-floresta-solo evidencia a possibilidade da Floresta Tropical Sul Amazônica, está atuando como um sumidouro de mercúrio, particulado e, principalmente gasoso.

Portanto, além do dióxido de carbono (CO_2) entre outros Gases do Efeito Estufa – GEE, a floresta intacta tem elevado potencial de mitigar a liberação de Hg para a atmosfera e, deste compartimento redistribuir para outros ecossistemas. Esta peculiar capacidade da FN leva-nos a refletir a possibilidade de acrescentar um novo serviço ambiental prestado pela floresta e agrofloresta à sociedade humana (NOBRE e NOBRE, 2002; GUEDES e SEEHUSEN, 2011; TEIXEIRA et al., 2012; LINHARES et al., 2015).

É importante ressaltar, que a materialização e manutenção desse novo serviço ambiental, prestado pela floresta primária, dependerá de dois fatores inter-relacionados. O primeiro, envolve a redução do desmatamento e dos focos de incêndios no sul da Amazônia nas próximas décadas, a patamares inferiores aos estabelecidos nos prognósticos de Soares-Soares-Filho et al. (2005); Cenamo et al. (2011).

Tabela 3.10 – Concentrações médias de Hg em solo sob floresta nativa no sul da Amazônia brasileira.

Lugar	Coordenadas geografias		Ano de amostragem	Teores médios de mercúrio (Hg)	Referência
	Long. (W)	Lat. (S)			
Comunidade Itacoã -RO	63° 35' 30"	08° 35' 15"	1999	68 ng/g	Bastos (2004)
Bacia do rio Candeias	63° 42' 9"	8° 42' 55"	2001 e 2002	127.8 ng/g	Almeida et al. (2005)
Comunidade de Canaã -AM	59° 21' 04"	04° 08' 42"	2002	265.4 ng/g	Linhares et al. (2009)
Bacia do alto rio Madeira	64° 30' 01"	09° 30' 02"	2001	80.4 ng/g	Almeida et al. (2009)
Bacia do alto rio Guaporé (MT)	59°32'35"	14°31'56"	2006 -2007	140 ng/g	Pierangelli et al. (2009)
Bacia do rio Branco	64° 19' 27"	9° 40' 11"	2003-2004	776 ng/g	Carvalho (2011)
Bacia do rio Mutum Paraná – RO	65° 15'34"	9° 34'40"	2010	101.56 ng/g	Silva et al. (2013)
Microbacia do rio Pacia AM	64° 50' 33"	07° 06' 52"	2012 -2013	85.66 ng/g	Linhares et al. (2015)
AR- Umari / AM	64° 40' 25"	7° 18' 55"	2015	183 ng/g	Neste estudo (FN¹)
AR- Umari / AM	64° 40' 55"	7° 18' 56"	2015	215.5 ng/g	Neste estudo (FN⁴⁴)
AR- Umari / AM	64° 40' 11"	7° 18' 23"	2015	155 ng/g	Neste estudo (FN⁴⁵)

Obs.: longitude (Long.), latitude (Lat) nanograma por grama (ng/g).

O segundo, emana do efeito causado pelo aquecimento global no território amazônico. Se as previsões de aquecimento e desflorestamento nos próximos 50 anos forem concretizadas, é possível haver uma redução das chuvas de até 40% na Amazônia. Isto significará um período maior da estação seca e, por conseguinte maior número de focos de incêndio, culminando para as (re) emissões de CO₂ e Hg⁰ para a atmosfera e sistemas aquáticos. Neste último, compartimento, dependendo das condições físico-químicas da água, o [Hg] inorgânico proveniente da precipitação atmosférica (deposição seca e úmida), erosão e lixiviação pode ser transformado por atuação de micro-organismos em metilmercúrio, especiação química de maior poder de intoxicação (BISINOTI et al., 2004; DINIZ, 2011; DINIZ et al., 2013).

Neste sentido, Smith-Downey et al. (2010) esclarecem que a mudança do uso da terra tem resultado em uma mobilização líquido de Hg igual e, até mesmo, maior que a desgassificação de [Hg] proveniente de solos superficiais, desprovidos de cobertura florestal. Isto significa que o desflorestamento contínuo pode resultar que o solo torne-se uma fonte líquida de Hg para os sistemas aquáticos e não um sumidouro.

3.4.6 Dinâmica espacial de mercúrio e carbono orgânico em sistema agroflorestal

A conversão da área de agricultura itinerante em sistema agroflorestal (SAF) no AR-Umari / AM, cujo manejo do solo fundamenta-se na ausência de queima da biomassa e do revolvimento da cobertura vegetal com auxílio de maquinários agrícolas, restabeleceu a

capacidade do solo sob SAF em armazenar carbono orgânico e mercúrio a patamares superiores aqueles observados no solo sob agricultura itinerante com e sem pousio. A respeito da retenção de mercúrio, Tagliari (2009) avaliando a perda de solo e mercúrio em diferentes sistemas de uso e cobertura da terra, na região do baixo Rio Tapajós (Estado do Pará), observou elevada perda de solo e mercúrio no transecto de agricultura itinerante (roça), capoeira e pastagem, com uma perda de 0,07 kg de Hg-ha; equivalente a uma perda de 27,6 kg Hg/ha/ano, enquanto na FN e no SAF a perda foi de 0,2 kg Hg ha/ano e 1,00 kg Hg/ha/ano respectivamente.

Há uma tendência teórica sobre o ciclo biogeoquímico de mercúrio que, solo argiloso apresenta uma elevada capacidade de reter mercúrio e, dependendo das características pedoambientais acumulá-se ao longo dos anos no compartimento solo (ROULET et al 1999; CARVALHO, 2011). No entanto, o incremento de mercúrio em solo seja em sistema natural ou cultivado depende do histórico de deposição, idade e composição mineralógica do material parental (BISINOTI e JARDIM, 2004). Contrariando esse entendimento, houve predominância da fração areia e, por conseguinte da classe textural francoarenosa e franco argiloarenosa na camada de 0 – 10 e 10 – 20cm do solo em todas as parcelas instaladas no interior de sistemas agroflorestais e, uma elevada concentração de mercúrio no solo sob os SQF15, $SQF \geq 10^{35a}$ e $SQF \geq 10^{39}$ no período chuvoso e, apenas no $SQF \geq 10^{35}$ no período seco.

A substituição do plantio de *Manirot esculenta* Crantz por espécies arbóreas e arbustivas perenes lenhosas da família Sterculiaceae (*Theobroma cacao* e *T. grandiflorum*), Meliaceae (*Carapa guianensis*) e Lecythidaceae (*Bertholletia excelsa*) que trocam parcial ou total a sua folhagem, promoveram a formação de uma serapilheira pouca espessa, mas suficiente para incorporar matéria orgânica ao solo e, reter o mercúrio proveniente de deposição atmosférica seca (Hg gasoso e particulado adsorvido e absorvido no tecido foliar) e úmida (transprecipitação e Hg precipitado direto no solo pela chuva) (SILVA-FILHO et al., 2006; TEIXEIRA, 2008; NOELLE, 2009).

A correlação das concentrações de mercúrio na interface serapilheira-solo foi objeto de estudo de várias pesquisas realizadas na Amazônia (ROULET et al., 1999; SILVA et al., 2009). Neste contexto, recentemente, Melendez-Peres (2013) ao avaliar as emissões de mercúrio proveniente da queima da floresta (Rio Branco – Estado do Acre) estimou que a serapilheira e as folhas representam cerca de 10% da biomassa da floresta nativa sob o solo. A queima total deste percentual de biomassa significa uma emissão de 92% de mercúrio do compartimento serapilheira-solo para atmosfera. Por analogia sistemas agroflorestais são

agroecossistemas que apresentam características e funções ecológicas semelhantes a floresta primária (TORNQUIST et al., 1999; MENEZES et al., 2008; ALTIERI, 2012; TORRES et al., 2013; SANTIAGO et al., 2013; RODRIGUEZ, 2015). Portanto, as concentrações de mercúrio na serapilheira e nas folhas das espécies plantadas no SAF do AR-Umari / AM são proporcionais aos teores encontrados na interface serapilheira-solo da floresta sul Amazônica usada com referência nesta tese (SILVA et al., 2012). Este entendimento teórico foi observado no SQF15, $SQF \geq 10^{35a}$ e $SQF \geq 10^{39}$ cujos teores médios de carbono orgânico e mercúrio do solo foram estatisticamente iguais aos registradas sob FN.

Houve autocorrelação entre carbono orgânico e mercúrio sendo, significativo $p-v \leq 0,05$ a correlação espacial local (*Li* de Moran) das concentrações de CO e Hg do solo sob o $SQF \geq 10^{35a}$, $SQF \geq 10^{35}$, $SQF \geq 10^{39}$, $SQF \geq 10^{56a}$ e $SQF \geq 10^{56}$, todos com dez anos ou mais de implantação. Estes resultados foram agrupados na tabela 3.11 e representados figura 3.24 (A, B).

Tabela 3.11 – Correlação espacial das variáveis Hg e CO do solo de 0 – 20cm de profundidade em diferentes usos e cobertura da terra AR – Umari / AM.

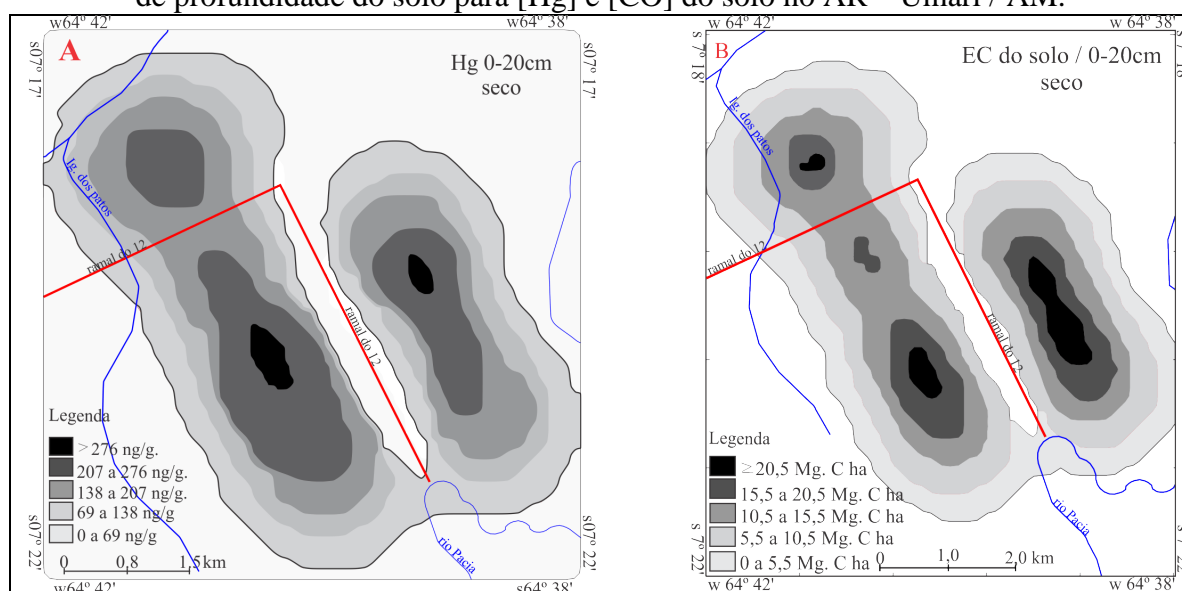
Uso	Geoestatística espacial			
	Hg	<i>Li</i>	EC	<i>Li</i>
FN	196*	0.9412	31,42	-1.3620*
PE8	69	0.0487	25,85	-0.4825
PE12	83	0.0978	29,63	0.6002
Atm	78	-0.0559	13,66	-0.0468
Ai	75	-0.0441	12,35	-0.0252
Aip13	124*	-0.6589	24,56	-0.6267
SAF3	135	0.7890	13,67	0.2878
SQF15	273	-1.0167	24,99	-0.1811
SAF19	145	-0.0639	26,31	0.7264
$SAF \geq 10^{55}$	124	-0.1883	16,21	0.1457
$SQF \geq 10^{56}$	62	0.0001	22,94	1.0998*
$SQF \geq 10^{56a}$	89**	0.2033	19,11	0.3299
$SAF \geq 10^{60}$	92	-0.1212	18,46	0.1828
$SAF \geq 10^{39}$	218**	-1.6461	26,43	-1.1212**
$SQF \geq 10^{35}$	180	-0.3411	20,55	0.2195**
$SQF \geq 10^{35a}$	133**	0.6462	30,16	1.5789**

Obs.: floresta nativa (FN), pastagem (PE), agricultura mecanizada (Atm), itinerante (Ai), itinerante com treze anos de pousio (Aip13), sistema agroflorestal (SAF's) com 3, 15 e 19 anos de adoção e quintal florestal (SQF) com mais de dez anos de adoção. Índice de correlação espacial local - (*Li* ou *ICE*). *ICE* nulo = 0, ínfima = $0 > ICE \leq 0.089$; fraca = $0.089 > ICE \leq 0.174$; moderada $0.174 > ICE \leq 0.545$, forte = $0.545 > ICE \leq 0.745$ e perfeita $ICE \geq 0.745$. (**) *ICE* ou *Li* significativo $p-v < 0.05$, () *ICE* não significativa $p-v > 0.05$. (*) Significância de representação cartográfica do fenômeno $p-v \leq 0,001$.

Yang e Wang (2008) ao analisarem a distribuição espacial de mercúrio do solo em Boaji (China) e Cruz et al. (2010) os atributos físicos e carbono orgânico em Argissolo

Vermelho-Amarelo em Maracanaú - CE (Brasil) chegaram as mesmas conclusões sobre a variabilidade espacial e, os níveis de dependência espacial de mercúrio e carbono orgânico do solo. Ambas as pesquisa enfatizam que a variação espacial das concentrações de Hg e CO podem ser causadas por fatores intrínsecos (fatores de formação do solo: material parental, estrutura e textura do solo, relevo, presença de organismo no solo, clima, e tempo) e extrínsecos (mudança climática, atividade humana relacionada ao cultivo: adubação, calagem, manejo do solo, mudança de uso e cobertura da terra, tráfego de maquinário agrícola, dentre outros).

Figura 3.24 – (A e B) Mapas de *clusters* de correlação espacial local de Moran de 0 – 20cm de profundidade do solo para [Hg] e [CO] do solo no AR – Umari / AM.



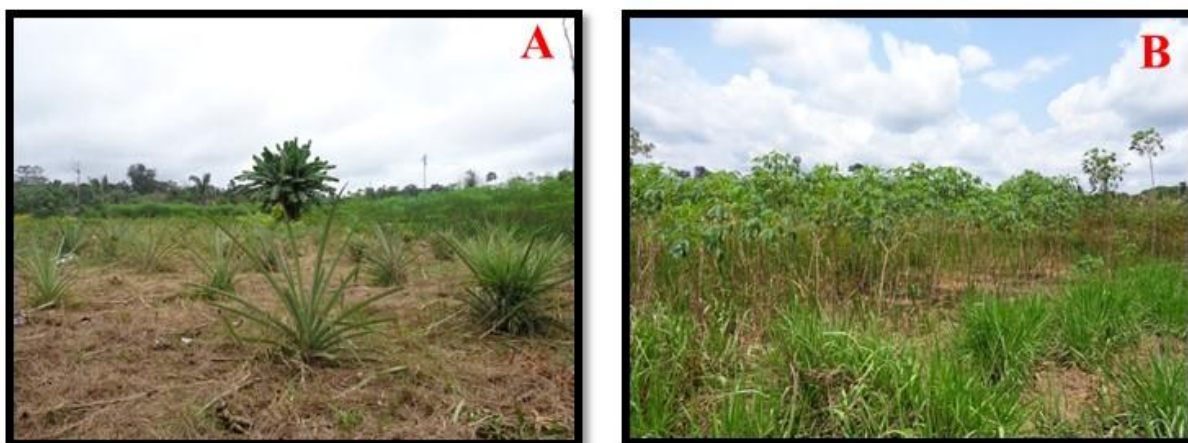
Neste estudo, vários fatores pedogenéticos contribuíram no incremento de Hg e CO na camada de 0 – 20cm do solo sob SAF's. Porém, prevaleceram os fatores externos (fatores extrínsecos de formação de solo), que promoveram maior deposição e retenção de CO e Hg no ecossistema solo. Em outras palavras, os solos sob SAF's com dez anos ou mais de adoção, implantados pelos colonos (caboclo sulamazônico) do AR-Umari / AM têm elevado potencial de funcionar como sumidouros de carbono e mercúrio, apesar das dificuldades relacionadas ao manejo de pragas, manutenção do SAF e escoamento da produção.

O Método de autocorrelação espacial (Índice de Moran), por *default*, omite os valores atípicos (*outlier*) com grande afastamento da média regional, com ou sem significância ($p > 0,05$). Assim foram os valores de Hg do solo sob o SAF3, SAF $\geq 10^{60}$, SAF19 e SQF15; por isso merecem uma reflexão mais aprofundada quanto ao comportamento estacional de Hg e, por conseguinte do carbono orgânico.

Esperava-se que o SAF3 com apenas três anos de adoção apresentasse concentrações médias de Hg na camada de 0-20cm de profundidade do solo, na estação seca e chuvosa, inferiores a FN e aos SAF's com maior tempo de implantação no espaço avaliado. Entretanto, contrariando a lógica do ciclo biogeoquímico de mercúrio no compartimento solo recém-desmatado e queimado, os teores de Hg no SAF3 apresentaram uma pequena diferença na concentração de mercúrio em relação a FN e quase o dobro das concentrações registradas no SAF19.

É possível que a biomassa produzida e o intrincado sistema radicular do *Imperata brasiliensis Trin* (capim-sapé) tenham exercido uma relativa proteção do solo contra os agentes externos (chuva, escoamento superficial, etc.) que atuam sobre os agregados do solo (areia, silte e argila) (MASCARENHAS et al., 1999). A estes fatores, somam-se a textura franco argiloarenosa do solo (descrição morfologia do perfil 7, capítulo 3, p.3), a disposição em leiras do plantio de *A. cosmosus*, e de *M. esculenta* Crantz, que por certo, juntos, contribuíram no aumento da infiltração de água e compostos orgânicos húmicos, na qual o Hg por meio de ligações geofísico-químicas é adsorvido e dissolvido (Figura 3.25).

Figura 3.25 – (A) Vista parcial do plantio de *A cosmosus*. (B) lavoura de *M. esculenta* Crantz, tomada pelo *Imperata brasiliensis Trin* (capim-sapé).



Fonte: foto de Joiada, Linhares (2015).

O eficiente sistema de produção agrícola adotado de forma planejada ou intuitiva pelo colono do AR-Umari / AM, no sentido de garantir uma boa produtividade e, ao mesmo tempo controlar o processo de erosividade, promoveu a retenção de Hg na camada de 0-10cm e 10-20cm de profundidade no solo do SAF3 no período chuvoso. Fato que pode ser percebido através do estoque do nitrogênio total (1,66 Mg N. ha⁻¹ e 2,84 Mg N. ha⁻¹ respectivamente), que apresentou comportamento similar as [Hg]. Oliveira et al. (2007) ao estudarem a influência dos atributos físico-químicos de solos alagáveis e não alagáveis na

Bacia do Rio Negro / AM, observaram que as amostras de solo coletadas 0-10cm de profundidade em ambiente alagáveis, com maior teor de matéria orgânica, relação de C/N e Silte, apresentavam maior capacidade de reter mercúrio, comportamento que indica a forte correlação dos compostos orgânicos no ciclo biogeoquímico do mercúrio na Amazônia.

Inversamente as médias de Hg do SAF3 foram os teores registrados (0-10cm) no SAF19 como maior tempo de adoção. Em contrapartida observa-se significativa concentração de Hg de 10 – 20cm de profundidade, no período seco e chuvoso (exceto no SAF19) nos SQF's com dez anos ou mais de implantação, com pouca diferença na concentração de Hg, quando comparado aos teores registrados na FN.

Como o propósito de compreender o comportamento biogeoquímico do Hg no solo sob SAF's, foi realizado o inventário florístico nas parcelas sob SAF19, SAF \geq 10⁶⁰ e SQF15, cujos resultados são apresentados na tabela – 3.12. Não obstante, antes da discussão destes dados é oportuno lembrar, que todos os sistemas agrofloretais estudados no assentamento rural Umari / AM foram implantados em pequena propriedade rural familiar, cuja área de floresta foi derrubada para introdução de lavoura de subsistência e posteriormente convertida em SAF no final da década de 90, mais precisamente a partir de 1997. Período que coincide com o declínio asetuado da mineração aurífera e, por conseguinte do lançamento de mercúrio na região Amazônica pela atividade garimpeira (BASTOS e LACERDA, 2004; LACERDA et al., 2012; LINHARES et al., 2015).

Tabela 3.12 – Dados florísticos de três sistemas agrofloretais do assentamento rural Umari / AM.

Sistema	Famílias	Gêneros	Espécies	Ni	Ds. (ind. m ²)	Abr	D	H
SAF19	12	15	17	169	0.0676	0,9999	0.1344	0.86
SAF \geq 10 ⁶⁰	7	10	12	199	0.0796	1.1637	0.4124	0.58
SQF15	6	9	9	65	0.0260	0.3801	0.0313	0.96

Obs.: número de indivíduo (Ni). Densidade relativa (Ds). Abundância relativa de Simpson (Abr). Dominância de Simpson (D) e Diversidade de Simpson (H).

No SAF \geq 10⁶⁰ há uma dominância expressiva das espécies *Euterpe precatória* Mart, (família Arecaceae) e *Theobroma grandiflorum* Schum (família Sterculiaceae), que juntas representam 73,8% do total de indivíduos inventariados. Abundância que refletiu de forma significativa na diversidade de espécies arbóreas.

A densidade relativa, no espaço da parcela, representa cerca de um indivíduo adulto e / ou jovem a cada 2 m², isto significa que o sistema agroflorestral possui um dossel mais homogêneo e compacto. Por isso, é provável que uma parte do mercúrio atmosférico precipitado (deposição seca e úmida) sob o dossel, esteja sendo adsorvido pelo sistema foliar

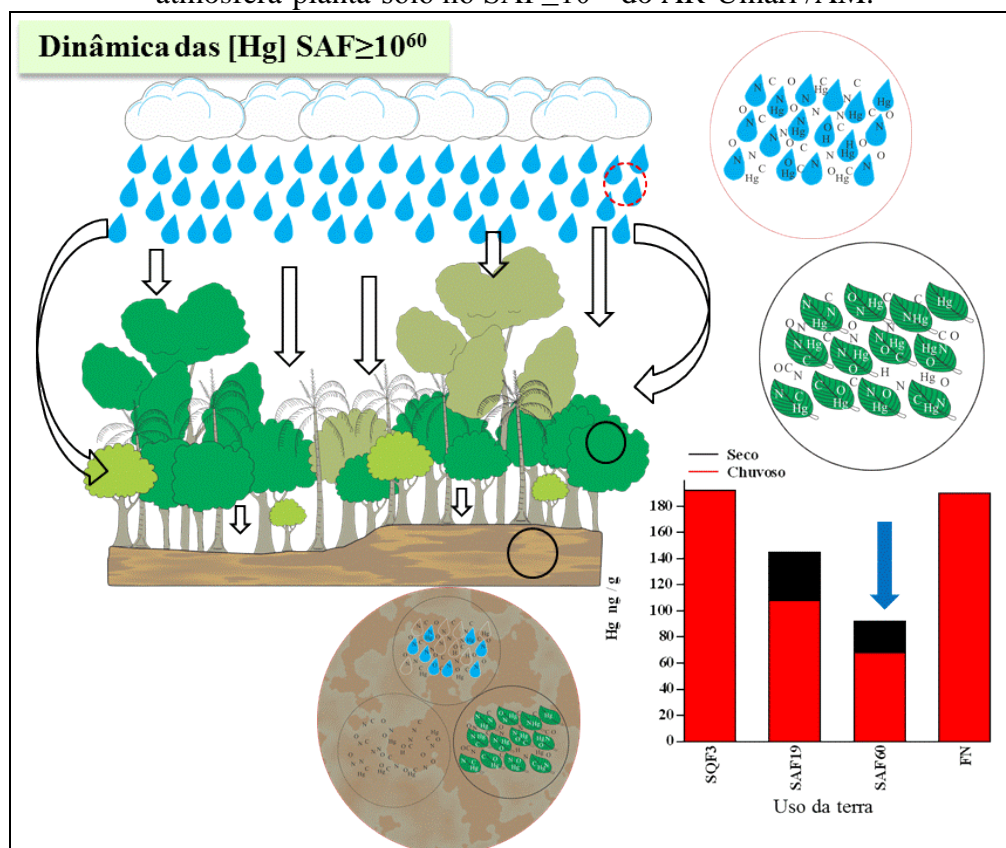
das espécies cultivadas no SAF $\geq 10^{60}$ (TEIXEIRA, 2008; NOELLE, 2009; TEIXEIRA et al., 2012).

Diante das peculiaridades florísticas e pedoambientais apresentadas, assumimos a hipótese que uma parte significativa de mercúrio contido pelo dossel foram transferidos ao ecossistema solo do SAF $\geq 10^{60}$, por meio de transprecipitação (água da chuva que ao atravessar o dossel fica enriquecida de [Hg] contido na superfície das folhas), precipitação direta (água da chuva direta sob o solo) e mediante poda ou senescência natural de resíduos vegetais, que originaram a fina serapilheira do SAF (REA et al., 1996; FOSTIER et al., 2000; MELENDEZ- PEREZ, 2013). No entanto, as concentrações médias de mercúrio na camada de 0-10cm de profundidade do solo, tanto no período chuvoso quanto no seco foi de 72ng/g e 73ng/g respectivamente, teores proporcionais aos observados no solo sob pastagem, com cobertura de gramínea da espécie *Brachiaria brizantha*. Todavia, o fato mais surpreendente foi a redução do teor médio de Hg (64ng/g) na camada de 10-20cm de profundidade do solo, na estação chuvosa e a sutil elevação [Hg] na estação seca para 112 ng/g.

A diminuição dos teores de Hg no solo sob o SAF $\geq 10^{60}$ pode está relacionado a três (03) fatores principais: i) a morfologia e o maior tempo de vida do tecido foliar da família botânica Aracaceae do gênero *Euterpe*, promove menor aporte de fitomassa (resíduos vegetais) e, por conseguinte menor incorporação de carbono orgânico e Hg nesta complexada (REA et al. 2001); ii) a ausência da uma serrapilheira volumosa sob o solo do SAF $\geq 10^{60}$ reduziu a atividade biológica da biota do solo, exercida pelos detritívoros ou saprófagos, que participam ativamente na atividade de aeração do solo, assim como no processo de fragmentação e decomposição da matéria orgânica (MO) fresca e, de diversas substâncias químicas que encontram-se agregadas as moléculas de carbono orgânico do solo (TAPIA-CORAL et al., 1999; SOUZA et al., 2014) .iii) a remoção periódica da matéria orgânica (folhas, flores, frutos, ramos e fragmentos de madeira) morta no SAF $\geq 10^{60}$ pelo agricultor, com a finalidade de produzir o “pau” (adubo orgânico produzido a partir de matéria orgânica queimada ou enterrada por um determinado período) e, deixar a área de cultivo limpa, interrompe a formação da serapilheira e, por conseguinte a transferência de carbono orgânico e mercúrio ao solo do SAF. Este por certo é provavelmente a causa da diminuição das [Hg] no solo do SAF $\geq 10^{60}$, já que é a serapilheira um dos principais depósitos de mercúrio no ambiente sul amazônico. Além disso, a ausência de serapilheira no SAF $\geq 10^{60}$ pode está favorecendo maior escoamento superficial (lixiviação) em detrimento da percolação, durante

as chuvas torrenciais com intensidade suficiente para ultrapassar o dossel formado pelos indivíduos da família Aracaceae do gênero *Euterpe* Figura 3.26.

Figura 3.26 – Dinâmica do fluxo de carbono orgânico e mercúrio na interface atmosfera-plantas-solo no SAF $\geq 10^{60}$ do AR-Umari /AM.

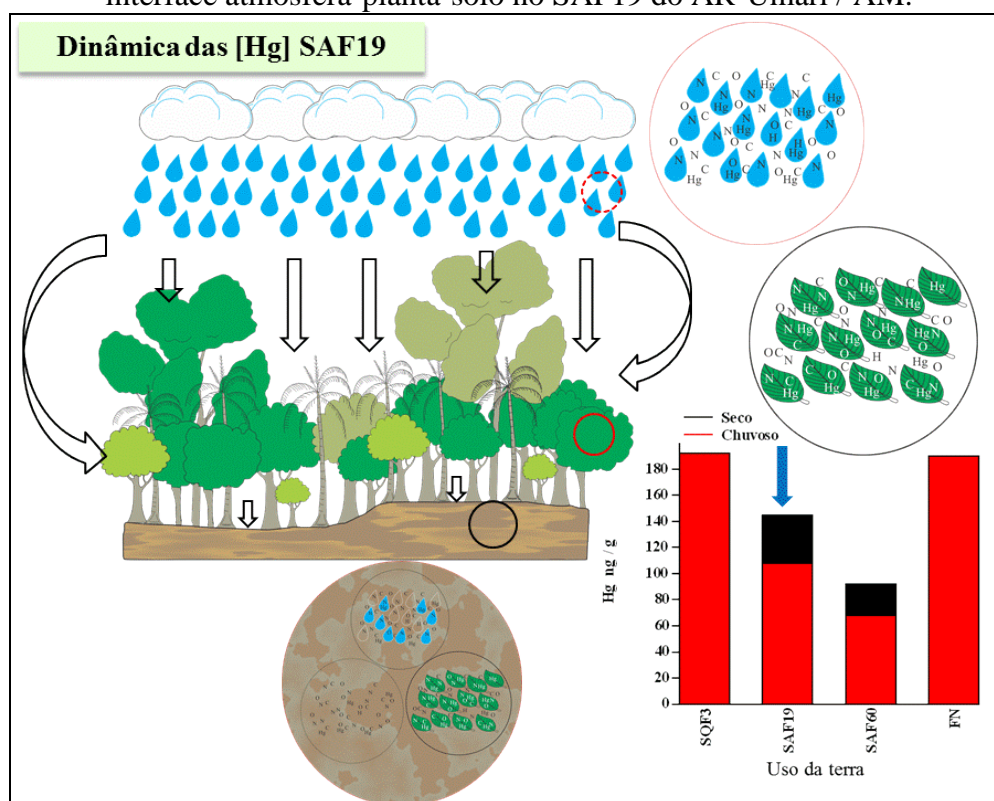


Os fatores que influenciaram o aporte do Hg no solo sob o SAF19 são correlatos aos do SAF $\geq 10^{60}$, exceto a ausência de serapilheira, uma vez que durante a descrição morfológica do perfil 9 e dos monólitos de solo em campo, não foi observada a prática de remoção da serapilheira pelo agricultor (Figura 3.27). Logo, as concentrações de Hg na camada de 0-10cm e 10-20cm de profundidade do solo, no período seco (100 ng/g e 190 ng/g) e chuvoso (116 ng/g e 99 ng/g) foram numericamente superiores as observadas no solo sob o SAF $\geq 10^{60}$.

As variáveis biogeoquímicas e pedobiológicas registradas, fazem do SQF15 um espaço de análise singular na área avaliada. As médias das [Hg] na estação seca e chuvosa (273ng/g e 300 ng/g, respectivamente) superam aquelas registradas na área de referência (FN). A diferença do SQF15 para as demais classes de uso da terra da categoria SAF, em relação a retenção de Hg, CO (exceto o SAF $\geq 10^{39}$) e outras substâncias presentes no compartimento solo, pode ser explicada através dos seguintes fatores: i) a maior diversidade

(H = 0,96) de espécies arbóreas da família botânica: Sterculiaceae, Lecythidaceae, Meliaceae, Myrtaceae e Rubiaceae, possibilitou a oferta de alimento, a um grupo maior de espécies do reino animal que atuam efetivamente na atividade biológica do ecossistema solo; ii) a composição florística formada pelas espécies, *Theobroma grandiflorum* Schum, (36,92%), *Bertholletia excelsa* Bonpl (4,61%), *Carapa guianensis* (4,61%) e *Syzygium malacense* (3,07%) favoreceu a formação de uma serapilheira mais espessa e de melhor qualidade ao longo do ano; e iii) a baixa densidade relativa de plantas (0.260 ind. m²), significou a formação de um dossel mais aberto e estratificado, peculiaridade que contribuiu para a entrada com frequência de umidade e radiação solar, elementos bioclimáticos essenciais no processo e decomposição da matéria orgânica.

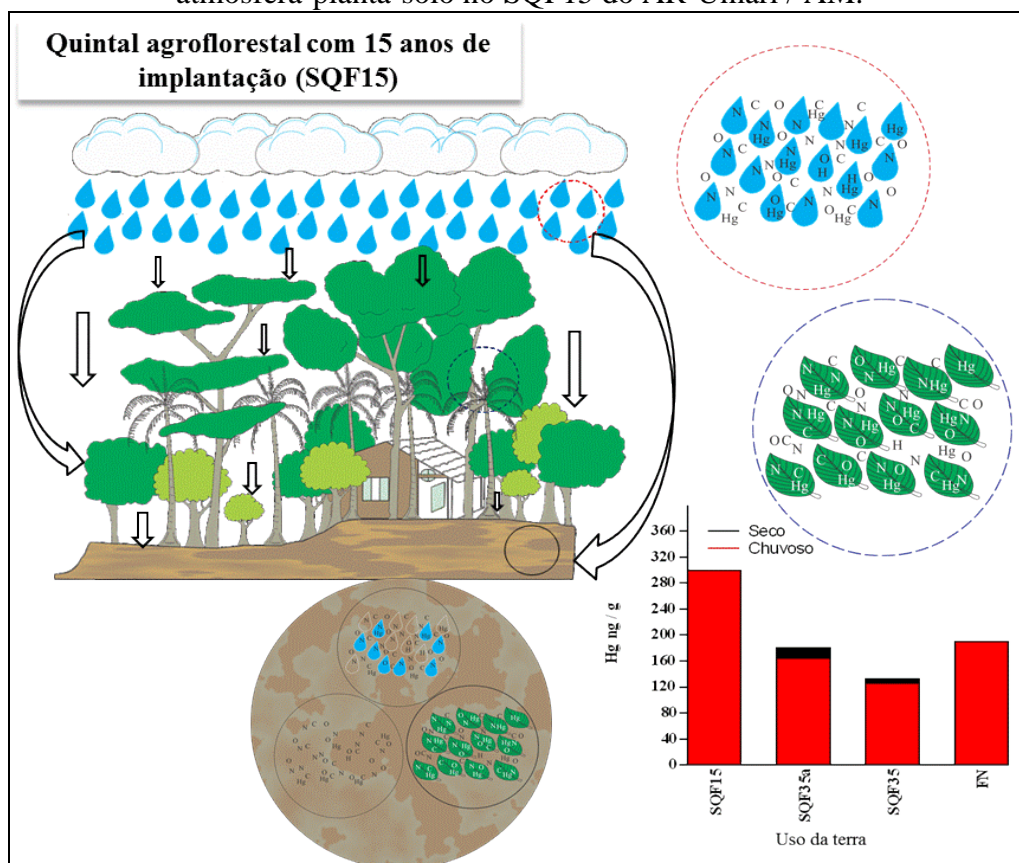
Figura 3.27 – Dinâmica do fluxo de carbono orgânico e mercúrio na interface atmosfera-planta-solo no SAF19 do AR-Umari / AM.



Este conjunto de fatores biogeográficos permitiu o restabelecimento do funcionamento natural do ecossistema solo no interior do SQF15, quanto a fixação de carbono orgânico, produção de oxigênio (aeração) e retenção e regulação de metais traços (mercúrio) e outros compostos químicos não detectados no pedoambiente nesta pesquisa (VENZZANI e MIELNICZUK, 2009; KORASAKI et al., 2013; ROUSSEAU et al., 2014).

Os resultados obtidos confirmam a hipótese que os solos sob SAF, compostos por plantio de espécie arbórea e arbustiva nativas da Amazônia, combinado com espécies agrícolas, após alguns anos de implantação promove a retenção de Hg e CO no ecossistema solo (Figura 3.28). As características pedogenéticas e bioclimáticas apresentadas promoveram o desenvolvimento de uma comunidade diversificada, abaixo e acima do solo, nas parcelas do SQF15, $SQF \geq 10^{35a}$ e $SQF \geq 10^{39}$ que possibilitaram o restabelecimento da capacidade do ecossistema solo em reter maior [CO] e [Hg], quando comparado aos teores observados na FN de referência, agricultura itinerante (Ai) e pecuária (PE) e, demais sistema agroflorestal com menor tempo de implantação no AR – Umari / AM.

Figura 3.28 – Dinâmica do fluxo de carbono orgânico e mercúrio na interface atmosfera-planta-solo no SQF15 do AR-Umari / AM.



Os resultados das análises envolvendo as variáveis Hg e COT confirmam a hipótese que os SAF's com dez anos ou mais de adoção promovem uma retenção efetiva de mercúrio e carbono orgânico. As análises de autocorrelação local de *Moran* evidenciam que existem certa semelhanças no padrão de distribuição espacial destes dois indicadores entre uma determinada classe de uso da terra e seus vizinhos.

CONCLUSÃO

A partir de análise dos indicadores físicos, químicos e biológicos conclui-se que o processo de mudança de uso e cobertura da terra de floresta nativa (FN) para agricultura itinerante (Ai) ou corte e queima significou perda acentuada de carbono orgânico do solo e dos teores de P, K e N. Por outro lado, a conversão das áreas tradicionais de plantio de mandioca em sistemas agroflorestais representou incremento de carbono orgânico e de atributos químicos nele complexados.

Os SAF's implantados a mais de dez anos, possibilitaram a constituição de uma nova serapilheira (fina). A formação e manutenção desse compartimento originado pela ausência de revolvimento da biomassa vegetal através do manejo de corte e queima, influenciou no aumento do estoque de carbono orgânico e na recuperação da qualidade do solo, em especial no $SQF \geq 10^{35}$ e $SQF \geq 10^{56a}$ que apresentaram perfeita dependência espacial e nível de significância inferior à 5% ($p-v \leq 0,05$).

Quanto ao mercúrio usado para aferir o potencial do solo sob sistemas agroflorestais em reter compostos químicos (orgânicos e inorgânicos) nocivos ao ambiente, os resultados apontaram que a retirada da cobertura florestal nativa para implantação de agricultura itinerante (Ai) significa perda acentuada deste elemento para atmosfera e o ambiente aquático, por meio do processo de erosividade¹³, erodibilidade¹⁴ e volatilização. Por outro lado, as [Hg] em solo sob floresta nativa (FN), leva-nos a concluir que o pedoambiente de FN está atuando como um sumidouro de mercúrio. Portanto, além do dióxido de carbono (CO₂), a floresta quando preservada tem elevado potencial de mitigar a liberação de Hg para a atmosfera e, deste compartimento para outros ecossistemas.

Os resultados mostraram com clareza que a capacidade dos solos cultivados em reter carbono orgânico e mercúrio (orgânico e inorgânico) depende do tipo de solo, disposição dos atributos morfológicos, físicos, químicos e biológicos, assim como o tipo de preparo do solo e o manejo da cultura plantada. Logo, os agroecossistemas com baixo revolvimento da biomassa e do solo promovem melhorias, a médio e longo prazo, da qualidade do solo.

A conversão das áreas de agricultura itinerante (Ai) ou de corte e queima em sistemas agroflorestais (SAF's) significou maior retenção do Hg no solo. Os resultados indicam que os SAF's com dez anos ou mais de implantação apresentaram elevado potencial para armazenar e atenuar a remobilização de Hg do solo na região sul Amazônica.

¹³ É a erosão hídrica, resultado da ação das precipitações sobre a superfície do terreno.

¹⁴ A erodibilidade do solo é a sua vulnerabilidade ou suscetibilidade à erosão, que é a recíproca da resistência natural à erosão.

Os quintais agroflorestais do AR – Umari / AM, formados por uma diversificada comunidade de espécies vegetais, favoreceram a recuperação natural da atividade biológica, que é desempenhada pela biota do solo. Esta por sua vez contribuí no restabelecimento das funções ecológicas (fixação de carbono, mercúrio, nitrogênio, ciclagem de nutrientes, etc.) do ecossistema solo no SQF15, $SQF \geq 10^{35a}$, e $SAF \geq 10^{39}$, que foram parcialmente perdidas durante o processo de modificação da cobertura de floresta nativa em lavoura de manutenção.

Portanto, conclui-se que os sistemas agroflorestais são classes de uso e cobertura da terra que garantem a sustentabilidade agrícola e a conservação dos solos sul amazônicos.

Recomendações

Visando trabalhos futuros no sul do Amazonas, aos pesquisadores que tenham interesse nesta temática, a partir dos resultados obtidos recomendo:

- A) Relacionar o histórico de ocupação ou colonização pré-implantação do assentamento, a fim de verificar se a área foi habitada por população autóctones.
- B) Aplicar o método de análise espacial e a rotina de conversão do dado matricial em temático com maior número de indicadores, com a finalidade de aumentar a precisão dos resultados e o nível de confiança.
- C) Antes de adotar nas análises espaciais uma base cartográfica digital disponível na rede mundial de computadores, é recomendável confeccionar um mapa preliminar juntamente com os colonos, uma vez que é comum nos assentamentos rurais amazônicos, o proprietário titular do imóvel rural dividir o lote com os familiares (filhos, irmão, sobrinhos, tios, etc.) que ainda não adquiriram terra. Quando esta divisão ocorre, geralmente não é informada ao INCRA, e a base cartográfica digital fica incompleta.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A.P.D. **Modelagem de mudança de uso do solo na Amazônia. São Paulo – INPE, 2000.** Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/cap4_modelos_lucc.pdf. Acesso em: 8 mar. 2014.
- ALFAIA, S.; RIBEIRO, G.A.; NOBRE, A.D.; LUIZÃO, R.C.; LUIZÃO, F. Evolution of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazonia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 102, p. 409-414, 2004.
- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; HERMANN, J.C. Mercury loss soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environmental pollution**, n. 137, p. 179-186, 2005.
- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; SALDANHA, G.C.; BASTOS, W.R. Variações nas concentrações de mercúrio em solos da reserva garimpeira do alto rio Madeira, **Revista Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 139-150, 2009.
- ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**. 3 ed. São Paulo: expressão popular, 2012. 400 p.
- AMARAL, E.F.; SOUZA, A.N. **Avaliação da fertilidade do solo no sudeste acreano: o caso do PED/MMA no Município de Senador Guiomard**. Rio Branco: Embrapa-CPAF-Acre, 1998. 32 p. (Embrapa-CPAF-Acre. Documentos, 26).
- ANDRADE, T.O. GANIMI, R.N. Revolução verde e Apropriação capitalista, **CES Revista**, v. 21, p. 43-56, 2007.
- ANDRÉA, A.F.D.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O.; CARNEIRO, M.A.C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado do Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, n. 26, p. 913-923, 2002.
- ANSELIN, L. Local Indicators of Spatial Association. **Geographical Analysis**, v. 27, n. 2, p. 95-115, 1995.
- ANSELIN, L. **The Moran scatterplot as an ESDA tool to assess local instability in spatial association**, v. 27, n. 2, p. 95-115, 1996. Disponível em: <http://www.rri.edu/pdf/FILES/wp9330.pdf>. Acesso em: 21 set. 2014.
- ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. *Geoda: an introduction to spatial data analysis*. **Geographical analysis**, v. 38, p. 5-22, 2006.
- ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa. **Revista Árvore**, v.27, n. 5, p.715-721, 2003.
- ARAUJO, E.A. **Qualidade do solo em ecossistema de mata nativa e pastagem na região leste do Estado do Acre**. 233 f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- ARAUJO, E.A.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I. R.; OLIVEIRA, E.K. Impacto da conversão floresta – pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. **Revista Acta Amazônica**, v. 41, n.1, p. 103-114, 2011.

ARAÚJO, E.A.; LANI, J.L.; AMARAL, E.F.; GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo Distrófico na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 307-315, 2004.

ARONOFF, S **Geographic Information Systems: A Management Perspective**. Ottawa: WDL Publications, 1989.

ART, H.W. **Dicionário de ecologia e Ciências Ambientais**. 2.ed. São Paulo: UNESP, 2001, 583p.

ARTAXO, P.; CAMPOS, R.C.; FERNANDES, E.T.; MARTINS, J.V.; XIAO, Z.; LINDQVIST, O.; JIMENEZ, F.T.M.; MAENHAUT, W. Large scale Mercury and trace element measurements in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, n. 34, p. 4085-4096, 2000.

ARTAXO, P.; GATTI, L.V.; LEAL, A.M.C.; LONGO, K.M.; FREITAS, S. R.; LARA, L.L. PAULIQUEVIS, T.M.; PROCÓPIO, A. S.; RIZZO, L.V. Química atmosférica na Amazônia: A floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. **Revista Acta Amazônica**, v. 35, n. 2, p. 185 – 196, 2005.

AZEVEDO, F.A. Dinâmica ambiental e risco do mercúrio. **Revista baiana Tecnol.** v.1, n. 1, p. 32-48, 1993.

AZEVEDO, F.A. **Toxicologia do Mercúrio**. São Paulo: Rima, 2003. 292p.

BAIRD, C.; CONN, M. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BAKIR, F.; DAMLUJI, S.F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTADADHA, M.; KHALIDI, A.; AL-RAWI, N.Y.; TIKRITI, S.; DAHAHIR, H. I.; CLARKSON, J. C.; SMTH, J. C.; DOHERTY, R. A. Methylmercury poisoning in Iraq. **Science**, v. 181, n. 4096, p. 230-241, 1973.

BARRETA, D. **Fauna do solo atributos edáficos como indicadores da qualidade ambiental em área com Araucária angustifolia no Estado de São Paulo**. 158 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2007.

BASTOS, W.R. **Ocorrência ambiental do mercúrio e sua presença em populações ribeirinhas do baixo rio Madeira-Amazônia**. 113 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

BASTOS, W.R.; LACERDA, L.D.; Contaminação por mercúrio na bacia do rio Madeira uma breve revisão. **Revista Geochim Brasil**, v.18, n. 2, p. 99-114, 2004.

BASTOS, W.R.; MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon-Brazil. **Ciência & Cultura**, v. 50, p. 255-260, 1998.

BECKER, B.K. **Amazônia**. 2.ed. São Paulo: Ática, 1998.112p.

BELIZÁRIO, M.H. **Mudança no estoque de carbono do solo devido ao uso agrícola da terra no sudoeste da Amazônia**. 93 f. Dissertação (Mestrado em agronomia) – Universidade Estado de São Paulo, Piracicaba, 2008.

BERNARDES, J.A.; FERREIRA, F.P.M. Sociedade e Natureza. In: **A questão ambiente em diferentes abordagens**. CUNHA, S.B.; GUERRA, A.J.T. 4.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008. 248p.

- BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A.; FERNANDES, S.A.P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosequência de floresta tropical - pastagem de Paragominas. **Scientia Agrícola**, v. 56, n.4, p.777-778, 1999.
- BIGARANI, F. A.; ZAPPAROLI, I D. Relação mundial renda per capita e emissão de dióxido de carbono. **Revista de Economia & Região Londrina**, v.2, n.1, p.25-47, 2014.
- BISINOTI, M.C.; JARDIM W.F.O comportamento do Metilmercúrio (METILHg) no ambiente. **Revista química Nova**, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.
- BLACKWELL, B.D.; DRISCOLL, C.T.; Using foliar and forest floor mercury concentrations to assess spatial patterns of mercury deposition. **Environmental Pollution**, n. 202, p. 126-134, 2015.
- BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; ZANATTA J.A.; CONCEIÇÃO P.C.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW. J.; SANTOS H.P.; DENARDIN J.E, AITA C.; ALVES B.J.R.; URQUIAGA S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture in southern Brazil. **Global Change Biol**, n.16, p.784–795, 2010.
- BORGES, K.A.V. **Modelagem de dados geográficos: uma extensão do modelo OMT para aplicações geográficas**. 128 f. Dissertação (Mestrado em Administração pública e tecnologia da informação) – Escola de Governo – Fundação João Pinheiro, Belo Horizonte, 1997.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução a engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson prentice Hall, 2005. 318p.
- BRANCHER, T. **Estoque de carbono e ciclagem de sistemas agroflorestais em Tomé-açu, Amazônia oriental**. 55 f. Dissertação (Mestrando em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.
- BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia e Inovação – MCTI. **Segunda comunicação inicial do Brasil: Parte II: inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa não controlados pelo protocolo de Montreal**, Brasília: MCT, 2010. 102 p.
- BRASIL. Agência Nacional de Água – Ministério do Meio Ambiente. **Regiões do Hidrográficas Brasil - Recursos Hídricos e Aspectos prioritários**. Brasília: ANA / MMA, 2003.
- BRIASSOULIS, H. Analysis of land use change: theoretical and modeling approaches, livro *online*. Disponível em: <http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/contents.htm> Regional Research Institute, West Virginia University, 1999. Acesso em 03 fev. 2017.
- BRITO, E.S.; FRADE JUNIOR, E.F.F.; COSTA, F. S.; SILVA, A.G.; MENEZES, A.L. **Estoque de carbono e nitrogênio em sistemas de uso e manejo de solos do Acre: sudoeste da Amazônia**. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, 19, 2012, Lages. **Anais...** Lages, 2012. 1 CD-ROM.
- CÂMARA, G.; CARVALHO, M.S.; CRUZ, O.G.; CORREA, V. Análise de dados de área. In: DUCK, S; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.M.V. **Análise espacial de dados geográficos**. Planaltina: EMBRAPA, 2004b. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/analise/cap5-areas.pdf> >. Acesso em: 16 jul. 2017.
- CÂMARA, G.; CASANOVA M. A.; HEMERLY, A. S.; MAGALHÃES, G. C.; MEDEIROS, C.M.B. **Anatomia de sistemas de informação geográfica**. Campinas: Unicamp, 1996.
- CÂMARA, G.; MONTEIRO, A M.V.; DRUCK, S.; CARVALHO, M. S. Análise Espacial e geoprocessamento. In: DUCK, S; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.M.V.

Análise espacial de dados geográficos. Planaltina: EMBRAPA, 2004a. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/analise/cap1-intro.pdf> >. Acesso em: 16 jul. 2017.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVAK, J.M.; PAKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa Soils. Soil Science Society American. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 58, n. 5, p. 1501-1511, 1994.

CAMPOS, M.C.C. **Pedogeomorfologia aplicada a ambientes Amazônicos do Médio Rio Madeira.** 260 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

CAMPOS, M.C.C.; RIBEIRO, M.R.; SOUZA-JUNIOR, V.S.; RIBEIRO-FILHO, M.R.; ALMEIDA, M.C. Toposequência de solos na transição Campos Naturais-Floresta na região de Humaitá, Amazonas. **Revista Acta Amazonica**, v. 42, n. 3, p. 387-398, 2012.

CAMPOS, M.C.C.; SANTOS, L.A.C.; SILVA, D.M.P.; MANTOVANELLI, B.C.; SOARES, M.D.R. Caracterização física e química de terras pretas arqueológicas e de solos não antropogênicos na região de Manicoré, Amazonas. **Revista Agro@ambiente On-line**, Roraima, v. 6, n. 2, p. 102-109, 2012a.

CARPI, A.; FOSTIER, A.H.; ORTA, O.R.; SANTOS, J.C.; GITTINGS, M. Gaseous mercury emissions from soil following forest loss and land use changes: Field experiments in the United States and Brazil. **Atmospheric Environment**, n. 96, p. 423-429, 2014.

CARVALHO, G. S. **Selênio e mercúrio em solos sob Cerrado nativo.** 93 f. Tese (Doutorado e, Ciência do solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras / MG, 2011.

CARVALHO, J.L.N.; AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; MELLO, C.R.; CERRI, C.E.P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes Biomas no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34. 277-289. 2010.

CAVALCANTI, I.F.; KOUSKY, V.E. Frentes frias sobre o Brasil. In: CAVALCANTI, I.F. A.; FERREIRA, N.J.; SILVA, M.G.A.J.; DIAS, M.A.F.S. **Tempo e clima no Brasil.** São Paulo: Oficina de Texto, 2009, p.135-147.

CENAMO, M.C.; CARRERO, G.C.; SOARES, P.G. **Reduções de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+): Estudos de oportunidades para a região Sul do Amazonas.** (Relatório Técnico, vol. 1). Manaus: IDESAM, 2011. 56p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo: decisão de http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf. Acesso em: 10 jul. 2016.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p. 777-788, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de área contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 10 jul. 2016.

- CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação da serapilheira e ciclagem de nutriente. In: Sanos, G. (Ed) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p. 137-158. 2008.
- CRESSIE, N.A.C. **Statistics for sparial data**. Iowa (EUA): John Whey & Sons, Inc. 1993.
- CRUZ, J.S.; JUNIOR, A.N.; MATIAS, S.S.R.; TAMAYO, J.H.C.; TAVARES, R.C. Análise espacial de atributos físicos e carbono orgânico em Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista de Ciência agrotecnologia**, v. 34, n. 2, p. 271-278, 2010.
- DANTAS, A.; TACO, P.; YAMASHITA, Y. **Sistemas de informação geográfica em transportes: o estudo do estado da arte**. In: Congresso da Associação Nacional de Pesquisa e Ensino em Transportes ANPET, 10. 1996, Brasília. **Anais eletrônico...** Brasília: UnB, 1996. Disponível em: <http://www.oocities.org/br/asdjpb/artigos/resumoanpet1996.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2017.
- DANTAS, M.E.; ARMESTO, R.C.G. Origem da paisagem. In: SILVA, C.R. (ed.) **Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado para entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008. p. 34-56.
- DE FRANÇA, E.J.A. **Biomonitoração de Mata Atlântica na conservação da biodiversidade: espécies nativas acumuladoras de elementos químicos**. 380 f. Tese. (Doutorado em Ecologia e Agroecossistema) – Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- DIAS, R.R.A. **Modelagem dos estoques de carbono do solo sob diferentes coberturas na região do Cerrado**. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- DINIZ, A.D. **Origem e dinâmica do mercúrio em sistema de transformação Latossolo-Espodossolo na Bacia do rio Negro, Amazonas**. 132. f. Tese (doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho Campus Rio Claro, Rio Claro, 2011.
- DINIZ, A.D.; BUENO, G.T.; NASCUMENTO, N.R.; FRITCH, E.; WINDMOLLER, C.C. **Transformações no solo e concentração de mercúrio em uma sequência de latossolos de platô na bacia do rio Negro (AM): dinâmica natural ou intervenção antrópica?** **Geotexto**, v. 9, n. 2, p. 151-172, 2013.
- DORAN, J.W. Soil health and global sustainability: translating science into practice. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 88, p. 119–127, 2002.
- DUBOIS, J.C.L. **Manual agroflorestal para a Amazônia**. Rio de Janeiro: REBRAF. 1996, 228p.
- DURÃO JÚNIOR, W.A. **Especiação, quantificação, distribuição e transporte de mercúrio em solos contaminados do município de descoberto**, Minas Gerais. 113. f. Tese (Doutorado em Ciência química) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos 1).
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: 2013. 353 p.
- ERICKSEN, J.A.; GUSTIN, M.S.; SCHORRAN, D.E.; JOHNSON, D.W.; LINDBERG, S.E.; COLEMAN, J.S. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. **Atmospheric Environment**, n. 37, p.1613–1622, 2003.

ESCADA, M.I.S. **Evolução de padrões da terra na região Centro-norte de Rondônia**. 264 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.

FADINI, P.S. **Comportamento biogeoquímico do mercúrio na bacia do rio Negro (AM)**. 106 f. Tese. (Doutorado em química) – Universidade estadual de Campinas, Campinas, 1999.

FADINI, P.S.; JARDIM, W.F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? **Science of the Total Environment**, n. 275, p. 71-82, 2001.

FARELLA, N.; DAVIDSON, R.; LUCOTTE, M.; DAIGLE, S. Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajo's region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 120, p. 449–462, 2006.

FEARNSIDE, P.M. **Estoque e estabilidade do carbono nos solos da Amazônia Brasileira**. Disponível em: http://www.biochar.org/joomla/images/stories/Cap_20_Philip.pdf . Acesso em 29 de jan. 2016.

FEARNSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M.L.A. BR-319 a rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o Arco de desmatamento à Amazônia central. **Novos cadernos NAEA**, v.12, n.1, p. 19-50, 2009.

FELISBERTO, R. **Teor de mercúrio em solos do Rio Grande do Sul**. 84 f. Especialização (Especialização em Educação química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

FERNANDES, F.A.; FERNANDES, A.H.B.M. **Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo**. Corumbá: 2008. p. 4. (EMBRAPA-CNPS. Comunicado técnico, 69). Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/download.php?arq_pdf=COT69>. Acesso em: 6 fev. 2013.

FERREIRA, L.V.; ALMEIDA, S.; VENTICINQUE, E. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Revista Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157- 166, 2005.

FOSTER, D.; SWANSON, F.; ABER, J.; BURKE, I.; BROKAW, N.; TILMAN, D.; KNAPP, A. The Importance of Land-Use Legacies to Ecology and Conservation. **BioScience**, v. 53, n. 1, p. 77-88, 2003.

FOSTIER, A. H.; FORTI, M.C.; GUIMARÃES, J.R.D.; MELFI, A.J.; Boulet, R.; ESPIRITO SANTOS, C.M.; KRUG, F.J. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio), Amapá State, Brasil. **The Science of the Total Environment**, n. 260, p. 201-211. 2000.

FRAZÃO, L.A.; SANTANA, I.K.S.; CAMPOS, D.V.B.; FEIGL, J.; CERRI, C.C. Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso agrícola. **Revista Pesquisa Agropecuária brasileira**, v.45, n.10, p.1198-1204, 2010.

FREITAS, P.I.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, F. LARRÉ-LARROUY, M.C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolo sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista pesquisa agropecuária brasileira**, n. 35, p. 157-170, 2000.

FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.; GUIMARÃES, C.M.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de latossolos do cerrado

sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista brasileira de Ciência do solo**, n. 26, p. 425-434, 2002.

FURLAN, S.A. Técnicas de Biogeografia. In: VENTURI, L.A. **Praticando Geografia Técnicas de campo e laboratório**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. 99-130p.

GOMES, E.G.; MELLO, J.C.C.B.S.; MANGABEIRA, J.A.C. Estudo da Sustentabilidade Agrícola em um município do Amazônico, como análise Envoltória de dados. **Revista Pesquisa Operacional**, v. 29, n. 1, p. 23-42, 2009.

GOODLAND, R; IRWIN, H. **A selva Amazônica: do inferno verde ao deserto vermelho**. São Paulo: Itatiaia, 1975, 156 p.

GÖTSH, E. **Break-Trough in agriculture**. Rio de Janeiro: ASPTA, 22p. 1995.

GOULDING, M.; BATHAM, R.; FERREIRA, E. **The Smithsonian Atlas of the Amazon**. Smithsonian Books, Washington & London. 2003.

GRIGAL, D.F.; NATER, E.A.; HOMANN, P.S. Spatial distribution patterns of mercury in an east-central Minnesota Landscape. In: WATRAS, C.J.; HUCKBEE, J.M.; **Mercury pollution integration and synthesis**. Louisiana (USA): Lewis publ., Boca Raton, 1994, p. 305-312.

GUEDES, F.B.; SEEHUSEN, S.E.; (Org.) **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica Lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. 272.p.

GUIMARÃES, S.T.; LIMA, H.N.; TEIXEIRA, W.G.; NEVES-JUNIOR, A.F.; SILVA, F.W. R.; MACEDO, R.S.; SOUZA, K.W. Caracterização e classificação de Gleissolos da várzea do Rio Solimões (Manacapuru e Iranduba), Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 37, p. 317-326, 2013.

GURJÃO, R.S.; LEMOS, V.P.; COSTA, M.L.; DANTAS FILHO, H.A.; DANTAS, K.G.F.E LIMA, W.T.S. Comportamento do mercúrio em perfis de solos do sítio ilha de Terra-Caxiuanã, Pará. **Revista Química Nova**, v. 33, n. 4, p.821-826, 2010.

HAMMER, Y. **PAST paleontological STatistics Version 2.17**. OSLO: University of Oslo, 2012. 229 p. (Reference manual).

HERRMANN, J.C. **Mercúrio em solos da Sub-bacia do Rio Corumbiara/RO: análise do padrão espacial da dispersão**. 88 f. Tese (Doutorado em Geociência meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

HINTON, J. **Earthworms as a bioindicator of mercury pollution in na artisanal gold mining community Cacheira do Piriá, Brazil**. 170 f. Dissertação (Master of Applied Science) – University of British, Columbia, 2002.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Projeto RADAMBRASIL. In: **Levantamento de recursos naturais folha SB. 20 Purus**. ed. fac-similar. Rio de Janeiro: IBGE, 2003a. CD-ROM - Vol. 17.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Projeto RADAMBRASIL. In: **Levantamento de recursos naturais folha SC. 20 Porto Velho**. ed. fac-similar. Rio de Janeiro: IBGE, 2003b. CD-ROM - Vol. 19.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS **Projeto de desmatamento: Banco de Dados**. 2000/2009. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>>. Acesso em: 5 jun. 2015.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **SPRING: tutorial de geoprocessamento**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/>>. Acesso em: 25 de ago. 2010.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Terra View Manual do Usuário. Disponível http://www.dpi.inpe.br/terraview_eng/index.php. Acesso em: 25 de agosto 2014.

KATO, O. R.; KATO, M. S. A.; CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIREDO, R. O.; CAMARÃO, A.; SÁ, T. D. A.; DENICH, M.; VIELHAUER, K. Uso de agroflorestas no manejo de florestas secundárias. In: Congresso brasileiro de sistemas agroflorestais. 6, 2006, campo dos Goytacazes. **Anais...** Campos dos Goytacazes: UENF, 2006. P. 119-138.

KORASAKI, V.; MORAIS, J.W.; BRAGA, R.F. Macrofauna. In: MOREIRA, F.M.S.; CARES, J.E. ZANETTII, R.; STURMER, S. **O ecossistema solo**. Lavras: UFLA, 2013. p. 121-137.

LACERDA, L.D. Amazon mercury emissions. *Journal Nature*, n.374, p. 20-21, 1995.

LACERDA, L.D. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química nova**, v. 20, n. 2, p. 196-199, 1997.

LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; ALMEIDA, M.D. The impacts of land use changes in the mercury flux in the Madeira River, Western Amazon. **Anais da academia brasileira de ciência**, V. 8, n. 1, p. 69-78, 2012.

LACERDA, L.D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008

LACERDA, L.D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Revista Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

LACERDA, L.D.; SOUZA, M.; RIBEIRO, M.G.; The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. R. **Environmental Pollution**, n. 129. p.247 – 255, 2004.

LACERDA, O. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. **Environmental Research, Section**, n. 77, p.73 – 78, 1998.

LAL, R. e PIERCE F.J. The Vanishing resource. In: Lal, R.; PIERCE, F.J. Soil management for sustainability Askeny. **Soil Water Conservation Society**, 1991.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v. 123, p. 1-22, 2004.

LARSON, W.E; PIERCE, F.J. **The dynamics of soil quality as a measure of sustainable Menagement**. Disponível em: <http://www.anafide.org/doc/HTE%20100/100-10.pdf>. Acesso em: de dez 2015.

LEAL, P.F. Colonização agrícola dirigida e construção de parcelheiros tutelados. **Revista Antropolítica**, n. 23. p.155-182, 2009.

LECHLER, P.J.; MILLER J.R.; LACERDA, L.D.; VINSON. D.; BONZONGO, J.C.; LYONS, W.B. e WARWICK, J.J. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira river basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments. R. **The Science of the Total Environment**, n. 260. p. 87-96, 2000.

- LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; MACHADO, P.L.O.A. Simulação pelo modelo century da dinâmica da matéria orgânica de um argissolo sob adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, n. 28, p. 347-358, 2004.
- LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L.; MACHADO, P.L.O.A.; GALVÃO, J. C.C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, n. 27, p. 821-832, 2003.
- LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2.ed. São Paulo: Oficina de texto, 2002.
- LEPSCH, I. F. **Solos: 19 lições de Pedologia**. São Paulo: Oficina de texto, 2011. 456 p.
- LIIRI, M.; HASA, M.; HAIMI, J.; SETALA, H. History of land-use intensity can modify the relationship between functional complexity of the soil fauna and soil ecosystem services – A microcosm study. **Applied soil Ecology**, v. 55, p. 53-61, 2012.
- LIMA, S. S.; LEITE, L. F. C.; DANIELA, B. C.; OLIVEIRA, F. C. O. Atributos químicos e estoque de carbono e nitrogênio em Argissolos vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v. 35, n.1. p. 51-60, 2011.
- LINHARES, D.P.; SILVA, J.M.; LIMA, T.R.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W.R. Mercúrio em deferentes tipos de solos marginais do baixo rio Madeira - Amazônia Ocidental. **Revista Geochimica Brasiliensis**, v.23, n. 1, p. 117-130, 2009.
- LINHARES, J.M.S.; BASTOS, W.R.; SILVA, D.P.L.; BALBIMOT, E.; SILVA, J.O.; MAIA, P.V.A. levantamento de solo em diferentes ambientes geomorfológicos e sistemas de uso da terra na microbacia hidrográfica do rio Paciaá – sul do Amazonas. **Revista Caminhos de geografia**, v. 15, n. 52, p. 21-40, 2014.
- LINHARES, J.M.S.; LIMA, S.W.M.; SILVA, D.P.L.; BASTOS, W.R. Concentrações de mercúrio em solo sob diferentes usos e cobertura da terra no interflúvio Paciaá-Purus-IPP, Lábrea, sul do Amazonas. **Revista Equador**, v. 04, n. 03, p. 292-298, Edição Especial 02, XVI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 2015.
- LUIZÃO, F.J. Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. **Revista Ciência Cultura**, v. 59, n. 3, p. 31-36, 2007. Disponível em: <http://cienciaecultura.bvs.br/pdf/cic/v59n3/a14v59n3.pdf>> Acesso em: 06 jun. 2015.
- MACEDO, M.A.; TEIXEIRA, W. Sul do Amazonas, nova fronteira Agropecuária? Ocaso do Município de Humaitá. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento remoto, 15, 2009, Natal, Brasil. **Anais...** Natal, UFRN, 2009.p. 5933-5940.
- MACHADO, A.; PEDRO, L.O. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Revista Química Nova**, v.28, n. 2, p. 329-334, 2005.
- MAGARELLI, G.; FOSTIER, A.H.; Influence of deforestation on the mercury air / soil exchange in the Negro River Basin, Amazon. **Atmospheric Environment**, n. 39, p. 7518-7528, 2005.
- MAIA, M.A.M.; MARMOS, J.L. **Geodiversidade do Estado do Amazonas**. Manaus: CPRM, 2010, 275p.
- MAINVILLE, N.; WEBB, J. M.; LUCOTTE, J. M.; DAVIDSON, J. M. R.; BETANCOURT, O.; CUEVA, E. O.; MERGLER, D. Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador, **Science of the Total Environment**, n. 368, p. 88– 98, 2006.

MALDONADO, F.D.; KEIZER, E.W.H.; GRAÇA, P.M.L.A.; FEARNSSIDE, P.M.; VITEL, C.S. **Previsión temporal de ladistribución espacial de lades forestación del interfluvio Purus-Madeira, región central de Amazonas, hasta elaño 2050**. Disponível em: [Available at: http://www.unamaz.org](http://www.unamaz.org) Acesso em: 3 fev. 2013.

MALM, O. **Contaminação ambiental e humana por mercúrio na região garimpeira de ouro do rio Madeira**, Amazônia. 126 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1991.

MANGAL, M. J. **Assessing mercury contamination in the Amazon Basin** - 2001, p. 1-26. Disponível em: <<http://www.mangal.dk/mercury.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2016.

MARGULLIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira**. (Relatório Técnico, vol. 1). Brasília: Banco Mundial, 2003, 100p.

MARIN, A. M. P. **Impactos de um sistema agroflorestal com café na qualidade do solo**. 83 f. Tese (Doutorado em solo e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa. 2002.

MARQUES, J.D.O.; LUIZÃO, F.J.; TEIXEIRA, W.G.; Araújo, E.M. Carbono orgânico em solos sob floresta na Amazônia central. In: Congresso Norte Nordeste de pesquisa e Inovação, 7., 2013 Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1002068/1/CONNEPI1.pdf>. Acesso em: 06 jan. 2016.

MARTINELLI, M. **Cartografia temática**. São Paulo: Contexto, 2003.

MARTINS, G.C.; FERREIRA, M.M.; CURTI, N.; VITORINO, A.C.T.; SILVA, M.L.N. Campos nativos e matas adjacentes da região de Humaitá (AM): atributos diferenciais dos solos. **Revista de Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 2, p. 221-227, 2006.

MARTINS, G.C.; MACEDO, J.R.; BARRETO, J.F. **Características Gerais de manejo e fertilidade dos solos de cerrado do município de Humaitá - Amazonas**. Manaus: Embrapa, 1999. 21p.

MASCARENHAS, A.F.S.; BRABO, E.S.; SILVA, A.P.; FAYAL, F.K.; JESUS, I.M.; SANTOS, E.C.O. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. **Revista Acta Amazonica**. v. 34, n.1, p. 61-68, 2004.

MASCARENHAS, R.E.B.; MODESTO JÚNIOR, M.S.; DUTRA, S.; ANTONIO P.S.S.F.; NETO, J.F.T. Plantas daninhas de uma pastagem cultivada de baixa produtividade no nordeste paraense. **Revista Planta Daninha**, v. 17, n. 3, p. 399-418, 1999.

MASSON, C.G.M.J. **Subsídios para uma gestão dos recursos hídricos na Amazônia: Estudo de caso da bacia do rio Madeira**. 258 f. (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

MATOSO, S.C.G.; SILVA, A.N.; FIORELLI-PEREIRA, E.C.; COLLETA, Q.P.; MAIA, E. Frações de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes usos na Amazônia brasileira. **Revista Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 231-240, 2012.

MCGRATH, D.A.; DURYEY, M.L.; CROPPER, W.P. Soil Phosphorus availability 6 years following forest conversion. **Agriculture Ecosystems and environment**, n. 83, p. 271-284. 2001.

MEDEIROS, E.R.; CAMARA, M.R.G.; CALDARELLI, C.E.; SEREIA, V.J. Fatores da modernização agrícola no Paraná para os anos de 1995 e 2006. **Revista Redes**, v. 20, n. 2, p. 400 - 425, 2015.

MELLENDEZ-PEREZ, J.J. **Emissões de mercúrio Proveniente da queima de floresta tropical na região de Rio Branco (AC, Brasil)**. 121 f. Dissertação (Mestrado em química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

MELLENDEZ-PEREZ, J.J.; FOSTIER, A.H.; CARVALHO, J.A.; WINDMOLLER, C.C.; SANTOS, J.C.; CARPI, A. Soil and biomass mercury emissions during a prescribed fire in the Amazonian rain forest. **Atmospheric Environment**, n. 96, p. 415-422, 2014.

MELO – JÚNIOR, H.B.; CAMARGO, R.; WENDLING, B. Sistema de plantio direto na conservação do solo e água e recuperação de áreas degradadas. **Enciclopédia biosfera**, v.7, n.12, p.1-17, 2011.

MELO, N.A. **Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa microbacia rural sob cultura do fumo**. 248 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

MELO, V.F.; SCHAEFER, C.E.G.R.; FONTES, E.F.F.; CHAGAS, A.C.; JUNIOR, J.B.L.; ANDRADE, R.P. Caracterização física, química e mineralógica de solos da colônia agrícola do Apiaú (Roraima, Amazônia), sob diferentes usos e após queima. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 38, p. 1039-1050, 2006a.

MENDONÇA, E. S; MATTOS, E.S. **Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análise**. Viçosa: UFV, 2005. 107p.

MENDONÇA, F.; OLIVEIRA, I.M.D. **Climatologia: nos básicas e climas do Brasil**. São Paulo: Oficina de Texto, 2007, 206p.

MENDONÇA, F.A. **Geografia física: ciência humana?** 7. ed. São Paulo: Contexto: 2001.

MENDONÇA-SANTOS, A.L.; COELHO, M.R.; SANTOS, H.G.; MACHADO, P.L.O.A. MANZATTO, C.V.; FIDALGO, E.C.C. Solos e Ocupação das terras na Amazônia Brasileira. In: MOREIRA, F.M.S; BRUSSAARD, J.O.S.L. **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 68-116.

MENEZES, J.M.T.; LEEUWEN, J.; VALERI, S.V.; CRUZ, M.M.P.; LEANDRO, C.R.; Comparação entre solos sob uso agroflorestais e em florestas remanescentes adjacentes, no norte de Rondônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 32, p. 893-898, 2008.

MICHELAZZO, P.A.; FOSTIER, A.H.; MAGARELLI, G.; SANTOS, J.C.; CARVALHO A. Jr. Mercury emissions from forest burning in southern Amazon. **Geophysical Research Letters**, v. 37, p. 1-5, 2010.

MIGLIOLI, J. **Introdução ao Planejamento econômico**. 2. ed. São Paulo: Brasiliense, 1982.

MIRANDA, M.R. **Formação de metilmercúrio na bacia do rio Madeira**.138 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: 2010.

MONROE, P.H.M. **Estoque de carbono no solo em sistemas agroflorestais de cacau no sul da Bahia, Brasil**. 86 f. Tese. (Doutorado em produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro, 2015.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v.70, p. 63-81, 1996.

MOREIRA, F.M.S.; HUISING, E.J.; BIGNELL, D.; **Manual de Biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade**. Lavras: UFLA, 2010. 308p.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos do sensoriamento remoto: e metodologias de aplicação**. São José dos Campos: INPE, 2001. 250p.

MOREIRA, R. J. Críticas Ambientalistas a Revolução Verde. In: World Congress of Rural Sociology – IRSA. 10., 2000, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ISRA, 2000. Disponível em: http://disciplinas.stoa.usp.br/pluginfile.php/292380/mod_resource/content/0/176-432-1-PB.pdf. Acesso em: 30 dez. 2015.

MULLER, M.M.L.; GUIMARÃES, M.F.; DESJARDINS, T.; MARTINS, P.E.D. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: a case study. **Agriculture ecosystems o Environment**, n. 103, p. 279-288, 2004.

NAIR, P.K.R.; KUMAR, B.M.; NAIR, V.D. Agroforestry as strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, p. 10-23, 2009.

NAIR, P.K.R.; NAIR, V.D. Carbon storage in north American agroforestry systems. In: KIMBLE, J. L. S.; HEATH, R. A. Berdsey and R. Lal (eds. **The Potential of U. S. Forest soils to sequestre carbon and Mitigate the Greenhouse effect**. P. 333-346. 2003.

NASCIMENTO, E.S.; CHASIN, A.M. **Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 176p.

NASCIMENTO, P.S.R.; GARCIA, G.J. Atualização do mapa de vegetação natural e do uso da terra na sub-bacia do baixo Piracicaba (SP) com o auxílio de imagens TM/LANDSAT-5. **Estudos Geográficos**, v. 2, n. 2, p. 31-45, 2004.

NEU, V. **Influência da Cobertura Vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manaus – AM**. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Agroecossistemas) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NEVES, C.M.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; MACEDO, R.L.G.; TOKURA, A.M. Estoque de carbono em sistemas agrossilvopastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional na região noroeste do estado de Minas Gerais. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 5, p. 1038-1046, 2004.

NOBRE, C.A.; NOBRE, A.D.O. balanço de carbono da Amazônia Brasileira. **Revista Estudos Avançados**, v.16, n. 45, p. 81-90. 2002.

NOBRE, C.A.; OBREGÓN, G.O.; MARENGO, J.A.; FU, R.; POVEDA, G. Características do Clima Amazônico: Aspectos Principais. American Geophysical Union n. 186, p. 149-162. 2009. Disponível em: https://daac.ornl.gov/LBA/Ibaconferencia/amazonia_global_change/10_Caracteristicas_Nobre.pdf. Acesso em: 23 jul. 2016.

NOELLE, E. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. **Annual Review of Environment and Resour**, n. 34, p. 43-63, 2009.

OLIVEIRA, A. M. M. **Análise da dinâmica do uso da terra: o estudo da bacia hidrográfica do Ribeirão São João**, SP. 127 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas / Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

- OLIVEIRA, I.A. **Caracterização de solos sob diferentes ambientes na região Sul do Amazonas**. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal / SP, 2013.
- OLIVEIRA, I.A.; CAMPOS, M.C.C.; FREITAS, L.; SOARES, M.D.R. Caracterização de solos sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Revista Acta Amazonica**, v. 45, n.1, p. 1-12, 2015.
- OLIVEIRA, I.A.; CAMPOS, M.C.C.; SOARES, M.D.R.; AQUINO, R.E.; MARQUES JÚNIOR, J.; NASCIMENTO, E.P. Variabilidade espacial de atributos físicos em um Cambissolo Háptico, sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 37, p.1103-1112, 2013.
- OLIVEIRA, L.C.; SERUDO, R.L.; BOTERO, W.G.; MENDONÇA, A.G.R.; SANTOS, A.; ROCHA, J.C. e NETO, F.S.C. Distribuição de mercúrio em diferentes solos na bacia do médio rio Negro-AM: influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio. **Revista Química Nova**, v. 30, n. 2, p. 274-280, 2007.
- PACZYNA, E.; PACZYNA, J.; SUNDSETH, K.; MUNTHER, J.; KINDBOM, K.; WILSON, S.; STEENHUISEN, F.; AND MAXSON, P. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020, **Atmospheric Environment**, v. 4, p. 2487–2499, 2010.
- PALMIERI, F. LARACH, J.O.I. Pedologia e geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T., CUNHA, S.B. **Geomorfologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1996.
- PARTON, W.J. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands, **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.51, p. 1173-1179, 1987.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L. D. Mercury inputs to the Amazon region, Brazil. **Environment Technology**, n. 9, p. 325-350, 1988.
- PFEIFFER, W.C.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G. Mercury in the Madeira River ecosystem. Rondonia, **Brazil. Elsevier Science Publisher**, v. 38, p. 229-345, 1988.
- PIERANGELI, M.A.P.; EGUCHI, E.S.; RUPPIN, R.F.; COSTA, R.B.F.; VIEIRA, D.F. Teores de As, Pb, Cd e Hg e fertilidade de solos da região do Vale do Alto Guaporé, sudoeste do estado de Mato Grosso. **Revista Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 61-70, 2009.
- PINHO, R.C.; MILLER, R.P.; ALFAIA, S.S. Agroforestry and the Improvement of Soil Fertility: A view from Amazonia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 12, n. 1, p. 1 – 11, 2012.
- PIRRONE, N.; CINNIRELL, S.; FENG, X.; FINKELMAN, R.B.; FRIEDLI, H.R.; LEANER, J.; MASON, R.A.B.; MUKHERJEE, A.B.; STRACHER, G.B.; STREETS, D.G.; TELMER, K. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. **Atmospheric. Chemistry. Physics**, n. 10, p. 5951–5964, 2010.
- QUADROS, A.F. Os isópodos terrestres são boas ferramentas para monitorar e restaurar áreas impactadas por metais pesados no Brasil? **Oecologia Australis**, v.14, n. 2, p. 569-583, 2010.
- RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. Estoque de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e Manejo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, p. 1609-1623, 2007.

- REA, A.W.; KEELER, G.J.; SCHERBATSKOY, T. The deposition of mercury in throughfall and Litterfall in the lake champlain watershed: A short-term study. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 19, p. 3257-3263, 1996.
- RESENDE, M. **Pedologia**. Viçosa: UFV, 1982. 100p.
- RESENDE, M.; CURTI, N.; RESENDE, S.B.; CORRÊA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Lavras: UFRA, 2007. 322p.
- RICHERS, B.T.T. Agricultura migratória em ambientes de várzea na Amazônia central: ameaça ou sistema integrado? **Revista UAKARI**, v.6, n.1, p. 27-37, 2010.
- RODRIGUEZ, C.A.S. **Serviços ambientais em sistemas agroflorestais**. In: CIRO, A. R.; BERNARDES, M.S. Caderno da disciplina de sistemas agroflorestais. Piracicaba: ESALQ/USP, 2015, 79p.
- ROGERSON, P.A.; **Métodos estatísticos para geografia**. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2012, 348p.
- ROSOLEN, V.; HERPIN, U. Expansão dos solos hidromórficos e mudanças na paisagem: um estudo de caso na região Sudeste da Amazônia Brasileira. **Revista Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 483-490, 2008.
- ROULET, M.; LUCOTTE M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water, air, and Soil Pollution**, v. 80, n.1, p. 1079-1088, 1995.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; FARELLA, N.; SERIQUE, G.; COELHO, H.; PASSOS, C.J. S.; DA SILVA, E.D.; ANDRADE, P.S.; MERGLER, D.; GUIMARÃES, J.R.D., AMORIM, M. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, Air, and Soil Pollution**, n. 112, p. 297-313, 1999.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBINA, A.; TRANA, S.; RHEAULT, I.; FARELLA, N.; DE JESUS, S. E.; DEZENCOURT, J.; SOUSA PASSOS C-J.; SANTOS SOARES, G.; GUIMARAES, J. R. D.; MERGLER, D.; AMORIM, M. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. **The Science of the Total Environment**. n. 223, p. 1-24, 1998.
- ROUSSEAU, G.X.; SANTOS SILVA, P.R.S.; CELENTANO, D.; CARVALHO, C.J.R.C. Macrofauna do solo em uma cronosequência de capoeiras, florestas e pastos no Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 4, p 499 – 512, 2014.
- RUPPENTHAL, J. E. **Toxicologia**. Santa Maria: UFSM, 2013.
- SALIMON, C.I.; WADT, P.G.S.; MELO, A.W.F. Dinâmica do C na conversão de floresta para pastagens em Argissolos da formação geológica Solimões, no sudoeste da Amazônia. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.7, p.29-38, 2007.
- SANCHEZ, G.A.R. **Variabilidade espacial do carbono e outros atributos do solo em uma área destinada ao reflorestamento no Rio Grande do Norte**. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- SANTIAGO, W.R.; VASCONCELOS, S.S.; KATO, O.R.; BISPO, C.J.C.; RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T.; CASTELLALI, D. C. Nitrogênio mineral e microbiano do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia oriental. **Revista Acta amazônica**, v. 43, n. 4, p. 395-406, 2013.

- SANTOS, G.M.; CORDEIRO, R.C.; SILVA FILHO, E.V.; TURCQ, B.; LACERDA, L.D.; FIFIELD, L.K.; GOMES, P.R.S; HAUSLADEN, P.A.; SIFEDDINE, A.; ALBUQUERQUE, A.L.S. Chronology of the atmospheric mercury in lagoa da pata basin, upper rio Negro Region of brazilian Amazon. **Radiocarbon**, v. 43, n. 2, p. 801–808, 2001.
- SANTOS, I.C.A.; SILVA, I.M.B.; KAMIMURA, K.M.; MARQUES, K.P.P.; ALMEIDA, C. D.G.C.; FREIRE, SILVA, W.P. Distribuição espacial do carbono orgânico em um gleissolo háplico, cultivado com cana-de-açúcar. In: Jornada de Ensino, pesquisa e extensão. 13., 2013, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 2013. Disponível em: <http://www.eventosufrpe.com.br/2013/cd/resumos/R0683-1.pdf>. Acesso em: 01 jan.2013.
- SANTOS, L.A.C.; CAMPOS, M.C.C.; AQUINO, R.E.; BERGAMIN A.C.; SILVA, D.M.P.; JUNIOR, J.M.; FRANÇA, A.B.C. Caracterização de terras pretas arqueológicas no sul do estado do Amazonas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 825-836, 2013.
- SANTOS, M. **Metamorfoses do espaço habitado**. 6. ed. São Paulo: Edusp, 2008.
- SANTOS, R.D.; LEMOS R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Viçosa: EMBRAPA, 2005. 92p.
- SANTOS, R.M.; MIRANDA, I.S.; TOURINHO, M.M. Análise florística e estrutural de sistemas agroflorestais das várzeas do rio Juba, Cametá, Pará. **Revista Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 251-263, 2004.
- SCHAEFER, C.E.R.; LIMA, H.N.; VALE JUNIOR, J.F.; MELLO, J.W.V. Uso dos solos e alterações da paisagem na Amazônia: cenários e reflexões. **Boletim do Museu Paraense Emilio Gueldi**, n. 12, p. 333-363, 2000.
- SILVA, A.C.S.; OLIVEIRA, A.S.; SILVA, E.P.V.; VEIGA, J.B.; CLAUDINO, W.V. Propriedades químicas do solo em sistemas florestais na região norte de Mato Grosso. **Cadernos de Agroecologia**, v. 9, n. 4, p.1-10, 2014.
- SILVA, A.E.; ANGELIS, C.F.; MACHADO, L.A.T.; WAICHAMAN, A.V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus, **Revista Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p.733-742, 2008.
- SILVA, C.J.; SANCHES, L.; BLEICH, M.E.; LOBO, F.A.; NOGUEIRA, J.S. Produção de serapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia – Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro, **Revista Acta Amazonica**, v. 37, n. 4, p. 543 – 548, 2007.
- SILVA, D.C.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; OLIVEIRA, A.H.; SOUZA, F.S.S.; MARTINS, S. G.; MACEDO, R.L.G. Atributos do solo em sistemas agroflorestais, cultivo convencional e floresta nativa. **Revista de estudos ambientais**, v. 13, n. 1, p. 77-86, 2011.
- SILVA, G.S.; BISINOTI, M.C.; FADINI, P.S.; MAGARELLI, F.G.; WILSON F.; JARDIM, W.F.; FOSTIER, A.H. Major aspects of the mercury cycle in the Negro River Basin, Amazon. **Journal. Brazil Chemistry Society**, v. 20, n. 6, p.1127-1134, 2009.
- SILVA, J.O.; LINHARES, J.M.S.; MAIA, P.V.A.; BALBINOT, E.; BASTOS, W.R.B.; SILVA, D.P.L. Mapeamento preliminar dos solos da microbacia hidrográfica do rio Paciaá no meio rural do município de Lábrea - Sudoeste Amazônico. In: Congresso Brasileiro de Ciências do solo, 34, 2013, Florianópolis. **Anais eletrônicos...**Florianópolis: SBCS, 2013. Disponível em: <http://cbcs2013.hospedagemdesites.ws/anais/arquivos/1242.pdf>. Acesso em: 06 abr. 2016.
- SILVA, J.X. Geomorfologia, Análise Ambiental e Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v. 1, n. 1, p. 48-58, 2000.

- SILVA, L.F. **Solos tropicais aspectos pedológicos e de manejo**. São Paulo: Terra Brasilis, 1996.
- SILVA, M.S.C.; SILVA, ELIANE, M.R.; PEREIRA, G.M. SILVA, C.F. Estoque de Serapilheira, e Atividade Microbiana em solo sob sistemas agroflorestais. **Revista Floresta e Ambiente**, V. 20, n. 4, p. 431-441, 2012.
- SILVA, S.M. **Quantificação de carbono de um sistema agroflorestal em área de cerrado no Brasil central**. 66 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Gestão Ambiental) – Universidade de Brasília, Planaltina /DF, 2013.
- SILVA-FILHO, E.V.; OLIVEIRA, R.R.; MACHADO, W.; SELLA, S.M.; LACERDA, L.D. Mercury deposition through litterfall in an Atlantic Forest at Ilha Grande, Southeast Brazil. **Chemosphere**, v. 65, n.11, p.2477-2484, 2006.
- SILVA-JUNIOR, M.L.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; MELO, V.S.; MARTINS, P.F. S.; SANTOS, E.R.; CARVALHO, C.J.R. Carbon content in amazonian oxisols after forest conversion to pasture. **Revista Brasileira Ciência de Solo**, v. 33, p.1603-1611, 2009.
- SIOLI, H. **Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. 3. ed. Rio de Janeiro: Petrópolis, 1991.
- SMITH, N.J.H.; FIK, T.J. Agroforestry developments and potencial in the Brazilian Amazon. **Journal Land degradation & Rehabilitation**, v. 6, p. 251-263, 1995.
- SMITH-DOWNEY, N.; SUNDERLAND, E.M.; JACOB, D.J. Anthropogenic impacts on global storage and emissions of mercury from terrestrial soils: insights from a new global model. **Journal of Geophysical Research**, v. 115, p. 1-11, 2010.
- SOARES, F.V.P. **Gênese das mudanças no uso da terra: uma breve contextualização do processo de ocupação e transformação no uso da terra na Amazônia**. In: Seminário de Pós-Graduação em Geografia, 1, 2009, Rio Claro, Brasil. **Anais...** Natal, UNESP, 2009. p. 666-686.
- SOARES, L.C.; LINHARES, L.A.; EGREJA FILHO, F.B.; WINDMOLLER, C.C.; YOSHIDA, M.I. Mercúrio em solos da região Sudeste do Brasil sem influência antropogênica e sua correlação com as características químicas e físicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 39, p. 903-914, 2015.
- SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; GARCIA, R.C.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.S.; MCGRATH, D. Cenário de desmatamento para a Amazônia. **Revista Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 137-152, 2005.
- SOKOLONSKI, H. H. (coord.) **Manual técnico de uso da terra**. Rio de Janeiro: IBGE, 1999.
- SOUZA, T.S.; CHRISTOFOLETTI C.A.; BOZZATTO, V.; FONTANETTI, C.S. The use of diplopods in soil ecotoxicology – A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. n. 103, p. 68–73, 2014.
- TAGLIARI, P.D. Perdas de solo e mercúrio em diferentes usos e manejos da terra na região do baixo Tapajós. 116 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2009.
- TAPIA-CORAL, S.C.; LUIZÃO, F.J.; WANDELLI, E.V. Macrofauna da liteira em sistemas agroflorestais sobre pastagens abandonadas na Amazônia Central. **Revista Acta Amazonica**, v. 39, n. 03, p. 477-495, 1999.

TEIXEIRA D.C. **Deposição do mercúrio através da serapilheira na mata Atlântica, Parque Estadual da Pedra Branca, RJ.** 85 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2008.

TEIXEIRA, D.C.; MONTEZUMA, R.C.; ROGÉRIO R. OLIVEIRA, R.R.; SILVA-FILHO, E. V. Litterfall mercury deposition in Atlantic forest ecosystem from SE-Brazil. **Environmental Pollution**, n. 164, p.11 – 15, 2012.

TORNQUIST, C.G.; HONS, F.M.; FEAGLEY, S.E.; HAGGAR, J. Agroforestry system effects on soil characteristics of the Sarapiquí region of Costa Rica. **Agriculture Ecosystems and environment**, n. 73, p. 19-28, 1999.

TORRES, C.M.M.E.; JACOVINE, L.A.G.; NETO, S.N.O.; BRIANEZI, D.; ALVES, E.B.B. M. Sistemas agroflorestais no Brasil: uma abordagem sobre a estocagem de carbono. **Revista pesquisa floresta brasileira**, v. 34, n. 79, p. 235-244, 2014.

TRUMBORE, S.; CAMARGO, P. B. **Dinâmica do carbono do solo.** Geophysical Monograph. p. 451 – 462, 2009. Disponível em: https://daac.ornl.gov/LBA/lbaconferencia/amazonia_global_change/27_Dinamica_do_Carbono.pdf. Acesso em: 10 mai. 2015.

TURNER, B.L; MEYER, W.B. Global land-use and land-cover change: An overview. In: MEYER W. e TRENER, B. L. ed. **Changes in Land use and land cover: a global perspective.** Cambridge: Cambridge University Press. P. 3-10, 1994.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP, **Evaluación regional sobre sustancias tóxicas persistentes.** UNEP/PENUMA, 2008. Disponível em: <http://www.chem.unep.ch>. Acesso em: 14 jan 2016.

VALE – JUNIOR, J.F.; SOUZA, M.I.L.; NASCIMENTO, P.P.R.R.; CRUZ, D.L. S. Solos da Amazônia: etnopedologia e desenvolvimento sustentável. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 5, n. 2, p. 158-165, mai-ago., 2011.

VALLAMIZAR, E.A.R. Característica Físico-química das águas e desmatamento na Bacia do rio Purus, Amazônia Brasileira Ocidental. **Revista Geografia Acadêmica**, v.5, n. 2, p. 54-65, 2011.

VEIGA, M.M.; SILVA, A.R.B.; HINTON, J.J. **O garimpo de ouro na Amazônia: aspectos tecnológicos, ambientais e sociais. Capítulo 11,** CETEM. Disponível em: www.cetem.gov.br/publicacao/extracao_de_ouro/capitulo_11.pdf. Acesso em: 14 jan. 2014.

VEIGA, M.R.; MEECH, J.A.; ONANTE, N. Mercury pollution from deforestation, **Journal Nature**, n. 368, p. 816-817.1994.

VEZZANI, F. M.; **Qualidade do sistema solo na produção agrícola.** 183 f. Tese (Doutorado em Ciência do solo). Universidade Federal do Rio Grande do São, Faculdade em Agronomia. Porto Alegre, 2001.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 33, p. 743-755, 2009.

VILELA, E.F.; MENDONÇA, E.S. Impacto de sistemas agroflorestais sobre a matéria orgânica do solo: modelagem de carbono e nitrogênio. **Revista Coffee Science**, v. 8, n. 3, p. 354-363, 2013.

VITEL, C.S.M.N.; FEARNSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M.L. Análise da inibição do desmatamento pelas áreas protegidas na parte sudoeste do Arco de desmatamento. In: XIV

- Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14, 2009, Natal, Brasil. **Anais...** Natal, UFRN, 2009.p. 6377-6384.
- WANG, S.; ZHONG, T.; CHEN, D.; ZHANG, X. Spatial Distribution of Mercury (Hg) Concentration in Agricultural Soil and Its Risk Assessment on Food Safety in China. **Sustainability**, v. 8, n. 795, p. 1-12, 2016.
- WASSERMAM, J.S.; HACON, S.S.; WASSERMAN. M.A. Ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo & vida**, v. 2, n. 1,2, p. 46-53, 2001.
- WICANDER, R.; MONROE, J.; **Fundamentos de geologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2009. 508p.
- WILSON, S.J.; STEENHUISEN, F.; PACYNA, J.M.; PACYNA, E.G.; Mapping the spatial distribution of global anthropogenic mercury atmospheric emission inventories. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 24, p. 4621-4632, 2006.
- WINCK, B.R.; VEZZANI, F.M.; DIECKOW. J.; FAVARETTO, N.; MOLIN, R. Carbono e nitrogênio nas frações granulométricas da matéria orgânica do solo, em sistemas de culturas sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 38, p.980-989, 2014.
- WODA, C. **Indicadores para serviços ambientais em sistemas agroflorestais: um estudo de caso no nordeste paraense. Alternativa agroflorestais na Amazônia em transformação**. Brasília: Editor técnico, 2009, 825p.
- YANAI, A.M.; FEARSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M. L.A.; Desmatamento no Sul do Amazonas: Simulação do efeito da criação da Reserva de desenvolvimento Sustentável do Juma. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento remoto, 15, 2011, Curitiba, Brasil. **Anais...** Curitiba, UFPR, 2011.p. 6193-6200.
- YANG, X.; WANG, L. Spatial analysis and hazard assessment of mercury in soil around the coal-fired power plant: a case study from the city of Boaji China. **Environ Geol**, n. 53, p. 1381-1388, 2008.
- ZINN, Y.L.; GUERRA, R.G.; SILVA, A.C.; MARQUES, J.J.; OLIVEIRA, G.C.; CURI, N. Perfis de carbono orgânico do solo nas regiões sul e serra do espinhaço meridional, minas gerais: modelagem em profundidade. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 36, p. 1395-1406, 2012.