



**Universidade Federal do Pará**  
**Centro de Geociências**  
**Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica**

**BIOGEOQUÍMICA COMPARATIVA DE ECOSISTEMAS DE FLORESTA  
SUCCSSIONAL E *Virola surinamensis* NA REGIÃO DOS TABULEIROS  
COSTEIROS DO ESTUÁRIO GUAJARINO, AMAZÔNIA ORIENTAL,  
BRASIL**

TESE APRESENTADA POR

**FRANCISCO DE ASSIS OLIVEIRA**


Como requisito parcial à obtenção do Grau de Doutor em  
Ciências na Área de GEOQUÍMICA E PETROLOGIA.

Data de Aprovação: **14/04/2005**

**Comitê de Tese**

  
\_\_\_\_\_  
JOSÉ FRANCISCO DA FONSECA RAMOS (Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
FRANCISCO ILTON DE OLIVEIRA MORAIS

  
\_\_\_\_\_  
JOSÉ HENRIQUE CATTANIO

  
\_\_\_\_\_  
RICARDO DE OLIVEIRA FIGUEIREDO

  
\_\_\_\_\_  
RÔMULO SIMÕES ANGÉLICA

Acervo: 177400  
Class: 574.52098111  
Cutter: 0486  
Ex.: 1-303035  
Data: 05/04/11

Belém

UFFPA - Centro de Geociências  
BIBLIOTECA

---

T OLIVEIRA, Francisco de Assis  
O48b **Biogeoquímica comparativa de ecossistemas de floresta  
sucessional e *Virola surinamensis* na região dos tabuleiros  
costeiros do estuário guajarino, Amazônia oriental,  
Brasil** / Francisco de Assis Oliveira; orientador, José  
Francisco da Fonseca Ramos. - Belém: [s.n], 2005.

185f. : il.

Tese (Doutorado em Geoquímica e Petrologia) – Curso  
de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, CG, UFPA,  
2005.

1.BIOGEOQUÍMICA 2.METABOLISMO DE  
ECOSSISTEMA 3.PEDOQUÍMICA 4. LITEIRA 5. VIROLA  
SURINAMENSIS 6.ECOSSISTEMA SUCESSIONAL DE  
FLORESTA 7.AMAZÔNIA ORIENTAL I.RAMOS, José  
Francisco da Fonseca, Orient. II. Título.

CDD: 574.5222

---

574.52098111

Arquivo  
Classif.  
Outros  
Data

## DEDICATÓRIA

A Indiara Breia e Carolina Breia Oliveira  
pelo incansável apoio em  
todos os momentos deste projeto.

Aos meus pais José Galdino, e  
Maria do Carmo de Oliveira  
que acreditaram na educação  
como instrumento de  
progresso humano

À minha irmã Carmélia

*(in memoriam)*

Aos meus irmãos e irmãs:  
José, Francisco, Carmozina,  
Carmenzita e Aldenora,  
com gratidão e carinho.

## AGRADECIMENTOS

Ao professor José Francisco da Fonseca Ramos, pela orientação apoio e dedicação durante esta pesquisa.

Aos professores Waterloo Napoleão de Lima, Marcondes Costa, José Augusto Correa, Rômulo Simões Angélica, Maamar El Robrini e Cândido Moura pelas contribuições valiosas durante o curso. .

Aos colegas administradores da Universidade Federal Rural da Amazônia (Ufra) que sempre disponibilizaram apoio as minhas demandas durante o período de treinamento.

Aos professores Antonio Fernandes, Ana Regina, George Rodrigues, Maria Marly, Mário Lopes, Paulo César Carneiro e Paulo Martins, pelas valiosas contribuições .

Aos professores Paulo Contente, Waldenei T. Queiroz e engenheiro Ronaldo Aguiar da área de ciências florestais que apoiaram essa iniciativa.

À empresa Eidai do Brasil Madeiras S.A. que viabilizou a realização do projeto e especialmente ao engenheiro Takushi Sato, que manteve apoio operacional e logístico ao projeto, no âmbito do projeto Recuperação de Ecossistemas Tropicais, Divisão de Meio Ambiente da Corporação Mitsubishi, Japão.

Ao professor Akira Miyawaki da Universidade Nacional de Yokohama, Japão e projeto de Recuperação de Ecossistemas Tropicais que apoiou minha visita aos projetos similares na Ásia, especialmente na região de Borneo, no estado de Sarawaki, Malásia.

Ao professor Henry L Gholz (Univ. da Florida,EUA) contraparte na bolsa de pesquisador visitante na Escola de Recursos Florestais da Universidade da Flórida e apoio na elaboração do projeto BIOGEOCOM.

Ao professor Daniel Zarin (Univ de New Hampshire,EUA) e John Proctor (Univ de Stirling,RU) que apoiaram essa iniciativa de treinamento..

Aos pesquisadores Tarcísio Ewerton e Threzinha Xavier Bastos da EMBRAPA\_CPATU pelos estudos da morfologia do solo e resultados comparativos do clima local, respectivamente.

Ao pesquisador científico Erick Davidson (Centro de Pesquisas Woods Hole, EUA) pelos preciosos comentários a propósito do fluxo de CO<sub>2</sub> do solo;

Ao professor Daniel Markewitz (Universidade da Geórgia, EUA) pelos comentários sobre aspéctos da pedoquímica.

À pesquisadora Maristela Araújo Machado (Projeto Manflora,UFRA\_UF) pelo precioso apoio no exame de qualificação e revisões de capítulos.

Ao pesquisador Steel Vasconcelos ( projeto Manflora) e Débora Aragão (Projeto Manflora) pelo apoio nas operações de campo referente ao estudo do fluxo de dióxido de carbono do solo.

Ao Max Sarrazin (Instituto de Pesquisas e Desenvolvimento, IRD, França), que executou processos analíticos de pedoquímica e processamento de resultados analíticos, além das discussões altamente proveitosas na interpretação dos resultados.

À engenheira agrônoma Iara Gláucia do Ministério da Agricultura (MA) pela gentileza e precioso apoio à execução desta pesquisa.

Ao Lucas Fortini (Universidade da Flórida) pela determinação dos parâmetros estruturais da vegetação com uso das fotografias hemisféricas.

À Joanna M. Tucker (Universidade da Flórida) pelo gentil revisão do idioma Inglês nos resumos (Abstracts).

Aos professores examinadores na qualificação Francisco Iltom de Oliveira Morais, Rômulo Simões Angélica e pesquisadores Ricardo de Oliveira Figueiredo, pelas valiosas contribuições e sugestões.

À Maria Alice Campos pela preciosa ajuda no processamento do texto.

À Aline Feio pelo inestimável apoio na preparação e processamento das amostras e revisões das versões originais deste documento.

Ao pessoal técnico de apoio nas seções de pedoquímica, fitoquímica e física do solo do ICA\_Ufra.

Ao pessoal técnico do Laboratório de Difração de Raios-X e Sedimentologia do Centro de Geociências (CG-UFPA) e ao químico Natalino Siqueira, do Laboratório de Química (CG-UFPA) pelas análises executadas e apoio nas atividades.

Ao apoio administrativo dedicado da secretaria do CPGG-UFPA (Gladys Pimental e Gleidiane).

## SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	i
AGRADECIMENTO.....	ii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	vii
<u>RESUMO</u> .....	1
<u>ABSTRACT</u> .....	3
<u>1 INTRODUÇÃO</u> .....	5
<u>REFERÊNCIAS</u> .....	8
<u>2 ÁREA DE ESTUDO</u> .....	9
<u>2.1 INTRODUÇÃO</u> .....	9
<u>2.2 GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA E SOLOS</u> .....	9
<u>2.3 ECOSSISTEMAS</u> .....	12
<u>2.3.1 Ecossistema de <i>Viola surinamensis</i> (Vsu)</u> .....	12
<u>2.3.2 Ecossistema de Floresta Sucessional (FSU)</u> .....	17
<u>2.4 DOMÍNIOS DA PROVÍNCIA BIOGEOQUÍMICA E MANEJO DOS RECURSOS</u> <u>NATURAIS</u> .....	17
<u>REFERÊNCIAS</u> .....	23
<u>3. BIOGEOQUÍMICA DO FLUXO DA LITEIRA EM COSSISTEMAS DE</u> <u>FLORESTA SUCESSIONAL E <i>Viola surinamensis</i> NA REGIÃO DOS</u> <u>TABULEIROS COSTEIROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL</u> .....	24
<u>RESUMO</u> .....	24
<u>ABSTRACT</u> .....	25
<u>3.1 INTRODUÇÃO</u> .....	26
<u>3.2 ÁREA DE ESTUDO</u> .....	27
<u>3.2.1 Ecossistemas</u> .....	27
<u>3.2.1.1 Ecossistemas de <i>Viola surinamensis</i> (VSU)</u> .....	27
<u>3.2.1.2 Ecossistema de Floresta sucessional (FSU)</u> .....	27
<u>3.2.2 Geologia, geomorfologia e solos</u> .....	27
<u>3.2.3 Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos</u> <u>naturais</u> .....	28
<u>3.3 MÉTODOS</u> .....	29

<u>3.3.1 Estimativa do fluxo da matriz biogeoquímica</u> .....	29
<u>3.3.2 Eficiência de uso de elementos químicos</u> .....	30
<u>3.3.3 Análise estatística</u> .....	31
<u>3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</u> .....	32
<u>3.4.1 Fluxo da matriz biogeoquímica</u> .....	32
<u>3.4.2 Fluxo dos elementos químicos</u> .....	34
<u>3.4.3 Eficiência no uso de elementos químicos</u> .....	41
<u>3.5 CONCLUSÕES</u> .....	43
<u>REFERÊNCIAS</u> .....	44
<u>4 BIOGEOQUÍMICA DA LITEIRA NOS ECOSISTEMAS DE <i>Virola</i></u> <u><i>surinamensis</i> E DE FLORESTA SUCESSIONAL NA REGIÃO DOS</u> <u>TABULEIROS COSTEIROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL</u> .....	47
<u>RESUMO</u> .....	47
<u>ABSTRACT</u> .....	48
<u>4.1 INTRODUÇÃO</u> .....	49
<u>4.2 ÁREA DE ESTUDO</u> .....	51
<u>4.2.1 Ecossistemas</u> .....	51
<u>4.2.1.1 Ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU)</u> .....	51
<u>4.2.1.2 Ecossistema de Floresta sucessional (FSU)</u> .....	52
<u>4.2.2 Geologia, geomorfologia e solos</u> .....	52
<u>4.2.3 Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos</u> <u>naturais</u> .....	52
<u>4.3 MÉTODOS</u> 54	
<u>4.3.1 Procedimentos de campo</u> .....	54
<u>4.3.2 Determinações das variáveis físicas, químicas e temporais da liteira</u> .....	56
<u>4.3.2.1 Armazenamento, densidade global, armazenamento de água e</u> <u>espessura</u> .....	56
<u>4.3.2.2 Estimativa do tempo de residência da matriz biogeoquímica na liteira</u> <u>e elementos químicos</u> .....	57
<u>4.3.2.3 Estimativa da concentração e estoque de elementos na matriz</u> <u>biogeoquímica</u> .....	58

<u>4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA</u> .....	58
<u>4.5 RESULTADOS &amp; DISCUSSÃO</u> .....	59
<u>4.5.1 Armazenamento da matriz biogeoquímica na liteira</u> .....	59
<u>4.5.2 Densidade global, armazenamento da água e espessura média da liteira</u> .....	60
<u>4.5.3 Concentração e armazenamento de elementos químicos na matriz biogeoquímica da liteira</u> .....	62
<u>4.5.4 Tempo de residência da fitomassa da liteira e dos elementos químicos</u> .....	66
<u>4.6 CONCLUSÕES</u> .....	69
<u>REFERÊNCIAS</u> .....	70
<u>5 PEDOQUÍMICA EM ECOSISTEMAS DE <i>Virola surinamensis</i> E DE FLORESTA SUCESSIONAL NA REGIÃO DOS TABULEIROS COSTEIROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL</u> .....	
	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>RESUMO</u> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>ABSTRACT</u> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>5.1</u>	
<u>INTRODUÇÃO</u> .....	<b>E</b>
	<b>rro! Indicador não definido.</b>
<u>5.2</u> <u>ÁREA</u> <u>DE</u>	
<u>ESTUDO</u> .....	<b>Erro!</b>
	<b>Indicador não definido.</b>
<u>5.2.1 Ecossistemas</u> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>5.2.1.1 Ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU)</u> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>5.2.1.2 Ecossistema de Floresta sucessional (FSU)</u> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>5.2.2 Geologia, geomorfologia e solos</u> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>5.2.3 Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos naturais</u>	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<u>5.3</u>	
<u>MÉTODOS</u> .....	<b>E</b>
	<b>rro! Indicador não definido.</b>
<u>5.3.1 Procedimento de amostragem</u> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>



<a href="#">5.3.2 Determinação de parâmetros físicos do solo</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.3.3 Procedimentos analíticos de mineralogia</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.3.4 Procedimentos analíticos de pedoquímica</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.3.5 Variáveis pedoquímicas</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.4</a>	<a href="#">ANÁLISE</a>
<a href="#">ESTATÍSTICA</a>	Erro!
<b>Indicador não definido.</b>	
<a href="#">5.5</a>	<a href="#">RESULTADOS</a>
<a href="#">DISCUSSÃO</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.5.1 Propriedades Físicas</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.5.2 Propriedades Mineralógicas</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.5.2.1 Latossolo Amarelo Distrófico e Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.5.2.2 Minerais dominantes e acessórios</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.5.2.3 Propriedades pedoquímicas</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.5.2.4 Dispersão areal dos elementos químicos no espaço pedoquímico</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.5.2.5 Comparação interpopulacional dos elementos químicos</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">5.6</a>	<a href="#">CONCLUSÕES</a>
	Erro!
<b>o! Indicador não definido.</b>	
<a href="#">5.7</a>	<a href="#">REFERÊNCIAS</a>
	Erro!
<b>o! Indicador não definido.</b>	
<b><a href="#">6 DINÂMICA DO FLUXO DE CO<sub>2</sub> DO SOLO EM ECOSISTEMAS DE <i>Virola surinamensis</i> E FLORESTAS SUCESSIONAIS NA REGIÃO DOS TABULEIROS COSTEIROS, AMAZÔNIA ORIENTAL</a></b>	
<a href="#">RESUMO</a>	Erro! Indicador não definido.
<a href="#">ABSTRACT</a>	Erro! Indicador não definido.

6.1	<u>INTRODUÇÃO</u> .....	Err
	<b>o! Indicador não definido.</b>	
6.2	<u>ÁREA DE ESTUDO</u> .....	Erro!
	<b>Indicador não definido.</b>	
6.2.1	<u>Eossistemas</u> .....	Erro! Indicador não definido.
6.2.1.1	<u>Eossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU)</u> .....	Erro! Indicador não definido.
6.2.1.2	<u>Eossistema de Floresta sucessional (FSU)</u> .....	Erro! Indicador não definido.
6.2.2	<u>Geologia, geomorfologia e solos</u> .....	Erro! Indicador não definido.
6.2.3	<u>Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos naturais</u> .....	Erro! Indicador não definido.
6.3	<u>MÉTODOS</u> .....	Er
	<b>ro! Indicador não definido.</b>	
6.3.1	<u>Procedimentos de medição do fluxo de Co<sub>2</sub> do solo</u> ...	Erro! Indicador não definido.
6.4	<u>ANÁLISE ESTATÍSTICA</u> .....	Erro!
	<b>Indicador não definido.</b>	
6.5	<u>RESULTADOS E DISCUSSÃO</u> .....	Erro! Indicador não definido.
6.6	<u>CONCLUSÕES</u> .....	Err
	<b>o! Indicador não definido.</b>	
	<u>RREFERÊNCIAS</u> .....	Err
	<b>o! Indicador não definido.</b>	
7	<u>CONCLUSÕES</u> .....	Erro! Indicador não definido.
	<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u> .....	Erro! Indicador não definido.

## LISTA DE ILUSTRAÇÃO

### FIGURAS

<u>Figura 2.1 Áreas experimentais na região dos tabuleiros costeiros de interflúvio dos rios Ananí-VSU (1° 18' 14" S, 48° 26' 47" W) e Piraíba-FSU (1° 18' 6" S, 48° 26' 35" W) na região do baixo rio Benfica no estuário guajarinno na Amazônia oriental.....</u>	<u>10</u>
<u>Figura 2.2 Natureza do uso da terra nas áreas experimentais nos tabuleiros costeiros de interflúvio dos rios Ananí-VSU(1° 18' 14" S, 48° 26' 47" W), e Piraíba-FSU(1° 18' 6" S, 48° 26' 35" W) na região do baixo rio Benfica no estuário guajarinno, Amazônia oriental (imagem LANDSAT TM7 color 5R4G3B, 2000) 11</u>	<u>11</u>
<u>Figura 2.3 Aspectos dos perfis: a) LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO típico (LAd) pedon No 1, ecossistema de <i>Virola surinamensis</i> (VSU); e b) LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO endoconcrecionário (LAdc)-pedon No 2, ecossistema de floresta sucessional (FSU), localizados na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.....</u>	<u>16</u>
<u>Figura 2.4 Aspectos do dossel com diferentes características estruturais: a) ecossistema de <i>Virola surinamensis</i> (VSU) e b) ecossistema de floresta sucessional (FSU). Procedimentos realizados com fotografias hemisféricas (Rich et al. 1999). .....</u>	<u>21</u>
<u>Figura 3.1 Esquema amostral das parcelas experimentais para estudo do fluxo de fitomassa deposicional ou liteira total (lt) com 48 quadrículas (5 m x 5 m), com 4 subparcelas com 12 quadrículas cada, com 5 repetições de coletores de liteira total (lt), com 20 unidades coletoras de liteira (1 m x 1 m x 0,3 m) suspensa do solo 0,40 m com locação aleatória nas subparcelas .....</u>	<u>29</u>
<u>Figura 3.2 Variação mensal do regime pluviométrico e do fluxo da matriz biogeoquímica na liteira foliar do ecossistema de floresta sucessional (FSU), e da <i>Virola surinamensis</i> (VSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica no estuário guajarinno, Amazônia oriental (Jun/1996-Jun/1999).....</u>	<u>34</u>
<u>Figura 3.3 Fluxo mensal a) matriz biogeoquímica na liteira foliar do ecossistema de <i>Virola surinamensis</i> (VSU) , K , Ca , e Mg (kg ha<sup>-1</sup>) e b) Mn, Fe, Cu e Zn (g ha<sup>-1</sup>) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica no estuário guajarinno, Amazônia oriental (Jun/1996-Jun/1999). .....</u>	<u>38</u>
<u>Figura 3.4 Fluxo mensal a) matriz biogeoquímica na liteira foliar do ecossistema de floresta sucessional (FSU) , K , Ca , e Mg (kg ha<sup>-1</sup>) e b) Mn, Fe, Cu e Zn (g ha<sup>-1</sup>) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica no estuário guajarinno, Amazônia oriental (Jun/1996-Jun/1999). .....</u>	<u>39</u>
<u>Figura 4.1 Esquema amostral das áreas experimentais com área de 3000 m<sup>2</sup> (50 m x 60 m), bordadura de 10 m, e malha regular com 48 quadriculas de 5 m x 5 m, com 20 amostras por área, com coletor de liteira de 0.25 x 0.25 m x 0.08 m. ....</u>	<u>55</u>
<u>Figura 4.2 Magnitude da variação das propriedades físicas: i) espessura (cm), ii) acúmulo de massa seca (Mg ha<sup>-1</sup>), iii) densidade global (g cm<sup>-3</sup>), e iv) capacidade de armazenamento de água (g g<sup>-1</sup>) da liteira nos ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU), e floresta sucessional (FSU) de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica no estuário guajarinno na Amazônia oriental. ....</u>	<u>61</u>
<u>Figura 4.3 Propriedade extensiva do armazenamento de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn (Kg ha<sup>-1</sup>) na matriz biogeoquímica da liteira dos ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU), e floresta sucessional (FSU) dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. ....</u>	<u>65</u>

Figura 5.1 Esquema amostral de malha regular com 40 unidades, onde cada ponto coordenado (x,y) corresponde a uma amostra coletada a 20 cm de profundidade.**Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.2 Variação das classes granulométricas nos pedons: a) argila (ARG), silte (SLT) no Latossolo Amarelo distrófico (LAd); b) argila (ARG), silte (SLT) no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc); c) areia fina (AF); areia grossa (AG) no Latossolo Amarelo Distrófico (LAd); e d) areia fina (AF) e areia grossa (AG) no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (Ladc) na região dos tabuleiros costeiros da Amazônia oriental...... **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.3 Características mineralógicas da fração terra fina seca ao ar (TFSA), evidenciando o mineral quartzo (Q) e caulinita (C) nos horizontes A, AB, BA, Bw<sub>1</sub>, Bw<sub>2</sub> e Bw<sub>3</sub> de Latossolo Amarelo, Distrófico (LAd) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) na região de tabuleiros costeiros no estuário guajarino, Amazônia oriental**Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.4 Características mineralógicas de terra fina seca ao ar (TFSA) nos horizontes A, AB, BA, Bw<sub>1</sub>, Bwc<sub>1</sub>, Bwc<sub>2</sub>, do Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros costeiros na região do baixo rio Benfica, estuário guajarino, Amazônia oriental (Q=quartzo, C=caulinita, G=goethita)...... **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.5 Difractogramas de raio X da fração argila (< 0,002 mm) de matrizes pedoquímicas em diferentes horizontes do Latossolo Amarelo, distrófico (LAd-Pedon 1) na região de tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.(K= caulinita).**Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.6 Difractogramas de raio X da fração argila (< 0,002 mm) de matrizes pedoquímicas em diferentes horizontes do Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc-pedon 2) na região de tabuleiros costeiros na Amazônia oriental (K=caulinita; Gt=goethita)...... **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.7 Semivariância da distribuição espacial de H<sup>+</sup> nos horizontes superficiais (0-20cm): a) Latossolo Amarelo, distrófico (LAd) explicado pelo modelo esférico; b) H<sup>+</sup> no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) Al no Latossolo Amarelo, distrófico (LAd) efeito pepita; d) Al no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.**Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.8 Distribuição areal a) H<sup>+</sup> no LAd; b) H<sup>+</sup> no LAdc; c) Al no LAdc nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU-LAd); e floresta sucessional (FSU-LAdc) na região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.**Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.9 Semivariância de distribuição espacial Na nos horizontes superficiais (0-20cm): a) do Latossolo Amarelo, distrófico (LAd) explicado pelo modelo aleatório (efeito pepita puro); b) Na no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) K no Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) ajustado ao modelo gaussiano; d) K no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.**Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.10 Distribuição espacial dos estoques pedoquímicos (kg ha<sup>-1</sup>): a) Na no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc); b) K no Latossolo Amarelo (LAd); e

c) K no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.11 Semivariância de distribuição espacial Ca nos horizontes superficiais (0-20cm): a) do Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) explicado pelo modelo exponencial; b) Ca Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário ajustado ao modelo aleatório (efeito pepita puro) (LAdc); c) Mg no Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) ajustado ao modelo gaussiano; e d) Mg no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo aleatório (efeito pepita puro) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.12 Distribuição areal dos estoques pedoquímicos: a) Ca no Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e b) Mg no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica, Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.13 Semivariância de distribuição espacial Mn nos horizontes superficiais (0-20cm): a) Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) explicado pelo modelo exponencial; b) Mn no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) Fe no Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) ajustado ao modelo aleatório (efeito pepita puro); e d) Fe no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.14 Distribuição areal de estoques pedoquímicos ( $\text{kg ha}^{-1}$ ): a) Mn no Latossolo Amarelo Distrófico no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU); b) Mn no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional; e c) Fe no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.15 Semivariância de distribuição espacial dos elementos químicos: a) Cu nos horizontes superficiais (0-20cm) do Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) explicado pelo modelo aleatório (efeito pepita puro); b) Cu no Latossolo Amarelo Distrófico (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) Zn no Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) ajustado ao modelo gaussiano; e d) Zn no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.17 Variação vertical das propriedades químicas: a) Ca e Mg; b) Na e K; c)  $\text{Al}^{3+}$  e  $\text{H}^+$ ; e d) Capacidade de Troca de Cations (CTC) nos horizontes pedogenéticos de Latossolo Amarelo, distrófico (LAd) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 5.18 Variação vertical das propriedades químicas: a) Ca e Mg; b) Na e K; c)  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{H}^+$ ; e d) capacidade de troca de cátions (CTC) nos horizontes pedogenéticos de Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 6.1 Esquema de locação dos anéis de determinação da leitura do fluxo de  $\text{CO}_2$  do solo nas áreas experimentais nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região de tabuleiros costeiros na região do baixo rio Benfica, Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

Figura 6.2 Procedimento de determinação do fluxo de CO<sub>2</sub> nas parcelas experimentais a) visualização da câmara Li-Cor 6400-09 acoplada ao sistema de análise infravermelho de gás-IRGA, instalados sobre anéis de PVC, e b) câmara com o sensor de gás IRGA ligados ao console por tubos flexíveis para circulação da massa de ar (LICOR,1997).

..... **Erro! Indicador não definido.**

Figura 6.3 Precipitação pluviométrica mensal (p), umidade gravimétrica relativa (ur), fluxo de co<sub>2</sub> do solo dos ecossistemas de *virola surinamensis* (vsu) e floresta sucessional (fsu). para o fluxo de co<sub>2</sub>, cada símbolo representa média de medições em 12 câmaras para cada ecossistema, e a umidade gravimétrica cada ponto representa média de 12 amostras por ecossistema.

..... **Erro! Indicador não definido.**

## TABELAS

<u>Tabela 2.1 Valores medianos das propriedades químicas da matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo, distrófico (LAd-Pedon 1~VSU) e Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc-pedon 2-FSU) na região de tabuleiros costeiros da Amazônia oriental</u> .....	13
<u>Tabela 2.2 Características e descrição morfológica do LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO típico, textura média (LAD) do ecossistema <i>Virola surinamensis</i> (VSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfca na Amazônia oriental</u> .....	13
<u>Tabela 2.3 Características, descrição morfológica do LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO endoconcrecionária, textura média (LAdc) do ecossistema de Floresta sucessional (FSU) na região de tabuleiros costeiros no interflúvio dos rios Ananí e Piraíba [1o 18'14''S, 48o26'47'' W](Perfil No 2)</u> .....	14
<u>Tabela 2.4 Parâmetros de diversidade florística para o ecossistema de floresta sucessional(FSU) dos tabuleiros costeiros no interflúvio dos rios Ananí e Piraíba, na região do baixo rio Benfca na Amazônia oriental</u> .....	17
<u>Tabela 2.5 Parâmetros fitossociológicos para famílias do ecossistema de floresta sucessional (FSU) dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfca como dominância relativa (DoR), freqüência relativa (FR), índice de valor de importância (IVI) e índice de valor de cobertura (IVC).</u> ....	18
<u>Tabela 2.6 Parâmetros fitossociológicos do ecossistema de floresta sucessional (FSU) nos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfca, como densidade relativa(DR), dominância relativa (DoR), freqüência relativa (FR), índice de valor de importância(IVI) e índice de valor de cobertura (IVC).</u> .....	20
<u>Tabela 2.7 Valores médios das variáveis estruturais como abertura de dossel-AD(%) e índice de área foliar-IAF[m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>], determinado com uso de fotografias hemisféricas, em ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i>(VSU) e de floresta sucessional (FSU), nos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfca, estuário Guajarino, Amazônia oriental [Resultados com letras diferentes nas linhas diferem significativamente (p&lt;0,001) pelo teste t e pelo Mann-Whitney (p&lt;0,001 n=12)]</u> .....	22
<u>Tabela 3.1 Fluxo da matriz biogeoquímica deposicional total (Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) nos ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU), e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfca, estuário guajarino na Amazônia oriental. [Valores nas linhas seguidas por letras desiguais diferem significativamente pelo teste t (p &lt; 0,001)]</u> .....	32

<u>Tabela 3.2 Resultados analíticos comparativos das variáveis intensivas (concentrações) de elementos químicos (ppm) e extensivas (armazenagem kg ha<sup>-1</sup>) na matriz biogeoquímica da liteira total (LT) dos ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU) e de f.....</u>	35
<u>Tabela 3.3 Resultados comparativos de estimativas de fluxo de matriz biogeoquímica da liteira total (Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>), e fluxo de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn (Kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) na matriz fitoquímica da liteira total em diferentes ecossistemas de florestas tropicais naturais e plantados.....</u>	36
<u>Tabela 3.4 Resultados analíticos comparativos dos valores da eficiência de utilização dos elementos (EUE) da matriz biogeoquímica deposicional dos ecossistemas de <i>Virola surinamensis</i> (VSU) e de floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. [Valores seguidos de mesma letra nas colunas não diferem significativamente (p &gt; 0,05) pelo teste t, e seguidas por letras desiguais diferem significativamente pelo testes Mann-Whitney (p &lt; 0,001)]......</u>	42
<u>Tabela 4.1 Análise comparativa das propriedades físicas da liteira: i) armazenamento da massa seca da matriz biogeoquímica (BGQ) da liteira deposicional (Mg ha<sup>-2</sup>); ii) espessura (E, cm); iii) densidade global (d<sub>g</sub>, g m<sup>-3</sup>); iv) capacidade de armazenamento de água (AA, mm) nos ecossistemas da <i>Virola surinamensis</i> (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. [Valores seguidos com letras iguais nas colunas não diferem significativamente (p &gt; 0,05) pelo Teste t e valores seguidos por letras desiguais, diferem significativamente (P &lt; 0,001) pelo teste Mann-Whitney, n= 20].....</u>	60
<u>Tabela 4.2 Coeficiente de correlação de Spearman (r<sub>s</sub>) para as propriedades físicas da liteira: i) i) massa seca da matriz biogeoquímica na liteira(BGQ), ii) armazenamento de água(AA), iii)espessura (EP), iv) densidade global (d<sub>g</sub>) e v) tempo de residência (TR) dos ecossistemas da <i>Virola surinamensis</i> (VSU) e floresta sucessional (FSU) na Amazonia oriental.....</u>	62
<u>Tabela 4.3 Análise comparativa das propriedades intensivas de armazenamento de concentração na matriz biogeoquímica da liteira dos elementos químicos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn (ppm) nos ecossistemas da <i>Virola surinamensis</i> (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. [Valores seguidos com letras iguais nas colunas não diferem significativamente (p &gt; 0,05) pelo Teste t (Ca, Mg, Fe, Zn) e valores seguidos por letras desiguais, diferem significativamente (P &lt;0,001) pelo teste Mann-Whitney (K, Mn,Cu), n = 20].....</u>	64



- Tabela 4.4 Análise comparativa das propriedades extensivas de armazenamento da matriz biogeoquímica da liteira dos elementos químicos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn ( $\text{Kg ha}^{-2}$ ) nos ecossistemas da *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfca, Amazônia oriental (Valores seguidos com letras iguais nas colunas não diferem significativamente, pelo procedimento analítico de Mann-Whitney,  $p > 0,05$  n = 20)...... 64
- Tabela 4.5 Resultados comparativos do tempo de residência (TR, anos) da matriz biogeoquímica da liteira (BGQ) e dos elementos químicos nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta suscessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfca, Amazônia oriental (Análise de Variância de dados classificados-ANOVA/Kruskal-Wallis-teste SNK. Os valores seguidos de letras desiguais nas colunas foram significativamente diferentes  $p < 0,001$ ; n = 20)...... 66
- Tabela 4.6 Resultados comparativos de estimativas de tempo de residência (TR, ano) da matriz biogeoquímica da liteira (BGQ,  $\text{kg ha}^{-1}$ ) e K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn nos ecossistemas florestais plantados e naturais...... 67
- Tabela 5.1 Densidade do solo ( $d_s$ ,  $\text{g cm}^{-3}$ ), densidade de partícula ( $d_p$ ,  $\text{g cm}^{-3}$ ) e porosidade(%) nos horizontes genéticos de Latossolo Amarelo, distrófico(LAd)pedon N° 1, e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc)pedon N° 2, de tabuleiros costeiros no estuário guajarin, Amazônia oriental..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.2 Composição mineralógica da fração terra fina seca ao ar  $< 2$  mm (TFSA) e da fração argila ( $> 2$  :m) considerando minerais dominantes e acessórios de Latossolo Amarelo, distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região de tabuleiros costeiros na Amazônia oriental..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.3 Propriedades químicas da matriz pedoquímica no Latossolo Amarelo, distrófico (LAd-Pedon 1) na região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfca, Amazônia oriental..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.4 Propriedades químicas da matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo, distrófico endocroncrecionário (LAdc) pedon 2, na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfca, Amazônia oriental**Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.5 Resultados analíticos de pH, em água (pH1) e em KCl (pH2), alumínio ( $\text{Al}^{3+}$ ), cátion hidrogênio ( $\text{H}^+$ ,  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ), soma de bases(S,  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ); capacidade de troca de bases (CTC,  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ), capacidade de troca de base efetiva (CTCe,  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ), saturação de bases (V %) e saturação de alumínio (m %) das matrizes pedoquímicas de Latossolo Amarelo, distrófico (LAd) e Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico (PVAd) na região de tabuleiros costeiros no baixo rio benfca, Amazônia oriental. **Erro! Indicador não definido.**

- Tabela 5.6 Procedimentos comparativos das propriedades químicas do Latossolo Amarelo Distrófico típico (LAd) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) e do Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) (médias, medianas erro padrão da média - SE) como: i) capacidade de troca catiônica (CTC); ii) capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe); iii) soma de bases (S); iv) concentração de Al, Ca, Mg, K, Na e H. [Valores seguidos nas linhas por letra desigual, são significativamente diferentes,  $p < 0,001$  pelo teste Mann-Whitney,  $n=40$ ; profundidade de 20 cm] ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.7 Valores de concentração ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) de metais alcalinos e alcalinos terrosos na matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo Distrófico (LAd), e do Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc). ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.8 Comparação de magnitude da concentração e armazenamento de metais alcalinos Na e K, alcalinos terrosos Ca e Mg, e elementos traços Mn, Fe, Cu e Zn na matriz pedoquímica de Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental [Valores seguidos nas linhas por letra desigual, são significativamente diferentes,  $p < 0,001$  pelo teste Mann-Whitney,  $n=40$ ] ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.9 Valores de concentração (ppm) de Mn, Fe, Cu e Zn para Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc). ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.10 Valores de armazenamento ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) de Mn, Fe, Cu e Zn para Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.11 Modelos de semivariância dos elementos químicos (cátion), ecossistemas, parâmetros do semivariograma: variação aleatória ou efeito pepita (Co), patamar (C), alcance (a), e coeficiente de determinação ( $r^2$ ), modelos da semivariância (h) e razão  $\text{Co}/(\text{Co}+\text{C})$  ou magnitude relativa da variação aleatória do modelo (%). **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 5.12 Matrizes dos coeficientes de correlação Spearman ( $r_s$ ) entre valores de concentração de metais alcalinos, alcalino-terrosos e elementos traços na matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU), e Latossolo Amarelo Distrófico (LAdc) do ecossistema de floresta sucessional (FSU) (\*\*=altamente significativa  $p < 0,001$ ; e ns=não significativa =  $p > 0,05$ ) ..... **Erro! Indicador não definido.**

- Tabela 5.13 Coeficiente de correlação de Spearman( $r_s$ ) para os valores de armazenamento de metais alcalinos, alcalinos-terrosos e traços na matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo Distrófico (LA) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU), e no Latossolo Amarelo Distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) na Amazônia oriental (\*\*=altamente significativa  $p < 0.001$ , e ns=não significativo =  $p > 0.05$ ) ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 6.1 Estimativas dos valores de fluxo de  $\text{CO}_2$  ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) do solo dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental (média  $\pm$  SE,  $n=36$ ). [Valores com letras iguais na mesma linha são significativamente iguais no nível ( $p > 0,05$ ) pelo teste t, e Mann-Whitney,  $n=96$ ] ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 6.2 Estimativas dos valores de umidade gravimétrica (%) do solo dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica na Amazônia oriental. ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 6.3 Resultados comparativos do efluxo de  $\text{CO}_2$  ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) do solo e conteúdo gravimétrico de água (%) do solo dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (VSU) na região dos tabuleiros costeiros na Amazonia oriental. [Valores com letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes no nível ( $p < 0,001$ ) pela teste Mann-Whitney, e iguais( $p > 0,05$ ) pelo teste t,  $n=96$ ]. ..... **Erro! Indicador não definido.**
- Tabela 6.4 Resultados comparativos de fluxo de  $\text{CO}_2$  ( $\text{g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ ) do solo em ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) em regiões tropicais. ..... **Erro! Indicador não definido.**

## BIOGEOQUÍMICA COMPARATIVA DE ECOSSISTEMA SUCESSIONAL DE FLORESTA E *Virola surinamensis* NA REGIÃO DOS TABULEIROS COSTEIROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL

### RESUMO

Nos ecossistemas de floresta sucessional (FSU) e *Virola surinamensis* (VSU), na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental, foram estudados: i) os fatores que influenciaram no fluxo e estoque da matéria orgânica, potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) do solo, e ii) os fatores que controlam a variação do fluxo do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) do solo. Nesses ecossistemas a transferência da matriz biogeoquímica para a liteira foi maior ( $p < 0,001$ ) no ecossistema sucessional devido a alta diversidade florística. Essa diferença também se deve a elevada manipulação realizada no ecossistema de *Virola surinamensis*. No VSU foi realizado a queima da fitomassa na preparação da área, com produção de óxidos de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, e Zn, enriquecendo a matriz pedoquímica. Os fluxos de K, Mn e Zn na liteira foram maiores ( $p < 0,001$ ) no FSU, enquanto que o fluxo de Fe foi maior ( $p < 0,001$ ) no VSU. Esses resultados expressam o efeito da alta diversidade da matriz biogeoquímica no ecossistema sucessional, enquanto que para o ecossistema da *Virola surinamensis* esse fenômeno indica a possibilidade de acumulação biogênica do Fe como fator genotípico do germoplasma. Os fluxos dos cátions Mg, Ca e Cu na liteira ocorreram em valores similares ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas. Esse resultado indica a ausência de domínio espacial no controle desse processo pela matriz biogeoquímica, aceitando-se que o fluxo da matriz geoquímica (adição atmosférica) de cátions ocorreu com padrões semelhantes em nível de mesoescala ou na província biogeoquímica. A eficiência no uso de elementos químicos (EUE) para os cátions Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn ocorreu com maior magnitude ( $p < 0,001$ ) no FSU em relação ao VSU. Esse fenômeno reflete o efeito da natureza de diversidade da matriz biogeoquímica do ecossistema sucessional, ao contrário do ecossistema de *Virola surinamensis* de baixa diversidade. A EUE de potássio (K) foi similar ( $p > 0,05$ ) entre esses sistemas biológicos, indicando que o ecossistema VSU foi eficiente no uso desse cátion. Na liteira, o estoque de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn foi maior ( $p < 0,001$ ) no FSU. Esse fenômeno pode ser explicado pelo controle da matriz biogeoquímica diversificada do ecossistema sucessional. O armazenamento de água da liteira foi similar ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas. No que concerne a função hidrológica, esse resultado indicou que o VSU recuperou-se estrutural e funcionalmente. O tempo de residência da matriz biogeoquímica na liteira (matéria orgânica) e dos cátions foi maior ( $p < 0,001$ ) no ecossistema FSU em relação ao VSU. Esse fenômeno refletiu o efeito proximal da maior magnitude do estoque da matriz, que associado ao efeito distal da alta diversidade florística pode ter introduzido substâncias retardantes no processo de decomposição e, por conseguinte, na maior retenção temporal dos recursos. Os modelos de dispersão no horizonte superficial do LAd para Al, Na, Fe e Cu no ecossistema de *Virola surinamensis* e no LAdc para Ca e Mg na floresta sucessional foram evidenciadas ausências de dependência espacial pelos semivariogramas. No sistema pedoquímico do Latossolo Amarelo distrófico (LAd) no VSU, os modelos de semivariograma que ocorreram com dependência espacial foram: H (esférico,  $r^2 = 0,92$ ); Na (gaussiano,  $r^2 = 0,49$ ); K (gaussiano,  $r^2 = 0,98$ ); Ca (exponencial,  $r^2 = 0,82$ ); Mg (gaussiano,  $r^2 = 0,87$ ); Mn (exponencial,  $r^2 = 0,86$ ) e Zn (gaussiano,  $r^2 = 0,79$ ). No Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) no FSU, os cátions ocorreram no horizonte superficial (0-20 cm) com os seguintes modelos de dispersão com dependência espacial: Al (gaussiano,  $r^2 = 0,82$ ); H (gaussiano,  $r^2 = 0,92$ ); Na (gaussiano,  $r^2 = 0,49$ ); K (gaussiano,  $r^2 = 0,86$ ); Mn (gaussiano,  $r^2 =$

0.96), Fe (gaussiano,  $r^2 = 0.87$ ); Cu (gaussiano,  $r^2 = 0.80$ ); e Zn (gaussiano,  $r^2 = 0.79$ ). O fluxo de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) do solo nos ecossistemas VSU de  $4,03 \mu\text{mol C m}^{-2} \text{s}^{-1}$  e FSU com  $4,37 \mu\text{mol C m}^{-2} \text{s}^{-1}$  foi similar ( $p > 0,05$ ). Esse resultado reflete que o ecossistema de *Virola surinamensis* alcançou padrões de processos metabólicos similares ao ecossistema de floresta sucessional.

**PALAVRAS-CHAVE:** Biogeoquímica, metabolismo de ecossistema, fluxo da liteira, liteira deposicional, eficiência de elementos químicos, tempo de residência, *Virola surinamensis*, ecossistema sucessional, Amazônia oriental.

## COMPARATIVE BIOGEOCHEMISTRY OF SUCCESSIONAL FOREST AND *Viola surinamensis* ECOSYSTEMS IN THE COASTAL TABLELAND REGION OF EASTERN AMAZONIA, BRAZIL

### ABSTRACT

Studies of comparative biogeochemistry of *Viola surinamensis* (VSU) and successional forest ecosystems (FSU) in the coastal tableland region of eastern Amazonia were carried out to studies on i) factors that cause differences in fluxes and stocks of organic matter and chemical elements, such as potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), manganese (Mn), iron (Fe), copper (Cu) and zinc (Zn) within the biogeochemical matrix of litterfall, the forest floor and pedochemical matrix stocks, and ii) factors that control the variation in soil carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) flux within the VSU and FSU ecosystems. The major flux of the biogeochemical matrix (organic matter) from the trees to the forest floor was higher ( $p < 0,001$ ) in the successional forest ecosystem (FSU) than in the *Viola surinamensis* ecosystem (VSU). This was due to higher floristic diversity in the FSU, as well as the elevated level of ecosystem manipulation in the VSU, where the burning of phytomass released K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu and Zn oxides, causing *in situ* enrichment of the soil bases. The K, Mn and Zn fluxes were significantly higher ( $p < 0,001$ ) in the FSU, although Fe flux was higher ( $p < 0,001$ ) in the VSU. These results show the effect of high floristic diversity of the biogeochemical matrix in the successional ecosystem, while in the *Viola surinamensis* ecosystem, results indicate the possibility of biogenic Fe accumulation as a genotypic character of *Viola* tree species. The Mg, Ca and Cu fluxes were similar ( $p < 0,05$ ) between ecosystems, as demonstrated by the semivariogram nugget effect. This indicated the absence of spatial influence on the processes controlled by the biogeochemical matrix flux. The geochemical matrix flux occurred with similar patterns at the mesoscale level, or across the biogeochemical provinces. The element use efficiency (EUE) for Ca, Mg, Mn, Fe, Cu and Zn was greater ( $p < 0,001$ ) in the FSU than in the VSU. This indicates a significant biogeochemical matrix flux effect in the successional forest ecosystem, contrary to the *Viola surinamensis* ecosystem with relatively low floristic diversity. Potassium (K) occurred with similar EUE values ( $p > 0,05$ ) in both biological systems suggesting that the VSU ecosystem was an efficient K cyler. The forest floor stocks of K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu and Zn were higher ( $p < 0,001$ ) in the FSU than in the VSU. This may be explained by the more diversified biogeochemical matrix control in the forest successional ecosystem. The overall water holding capacity was similar ( $p > 0,05$ ) between ecosystems, although forest floor storage was higher ( $p < 0,001$ ) in the FSU, indicating that the VSU ecosystem has recovered its structure and function over time. The biogeochemical matrix mean residence times for forest floor organic matter and K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu and Zn were higher ( $p < 0,001$ ) in the successional ecosystem (FSU) than in the *Viola surinamensis* ecosystem (VSU). This suggests that in FSU the influence of forest floor stocks worked as a proximal factor, associated with the more distal factor of higher floristic diversity, which likely introduced recalcitrant substances into the system to minimize the decomposition process. The dispersion models illustrated in semivariograms for Al, Na, Fe and Cu in the Yellow Latosol dystrophic (LAd), and Ca in the Yellow Latosol dystrophic endocrecionary (LAdc) showed a nugget effect. In the LAd soil pedochemical system, the semivariograms models demonstrated spatial dependence, including H+ (spherical,  $r^2 = 0.92$ ); Na (gaussian,  $r^2 = 0.49$ ); K (gaussian  $r^2 = 0.98$ ); Ca (exponential,  $r^2 = 0.82$ ); Mg (gaussian,  $r^2 = 0.87$ ); Mn (exponential,  $r^2 = 0.86$ ), Zn

(gaussian,  $r^2 = 0.79$ ). In the LAdc soil, cations that showed spatial dependence were Al (gaussian,  $r^2 = 0.82$ );  $H^+$  (gaussian,  $r^2 = 0.92$ ); Na (gaussian,  $r^2 = 0.87$ ); K (gaussian,  $r^2 = 0.86$ ), Mn (gaussian,  $r^2 = 0.96$ ) and Fe (gaussian,  $r^2 = 0.87$ ); Cu (gaussian,  $r^2 = 0.80$ ) and Zn (gaussian,  $r^2 = 0.79$ ). Carbon dioxide ( $CO_2$ ) flux from soils in the were similar ( $p > 0.05$ ) with values of  $4.03 \mu\text{mol C m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  and  $4.37 \mu\text{mol C m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  in the VSU and FSU, respectively. Based on the  $CO_2$  soil efflux, I conclude that the *Virola surinamensis* ecosystem attained similar metabolic processes in relation to the successional forest ecosystem over time.

**KEY WORDS:** Biogeochemistry, ecosystem metabolism; litterfall; forest floor; element use efficiency; residence time; *Virola surinamensis*; successional ecosystem, soil respiration; eastern Amazonia.

## 1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas sucessionais florestais oligotróficos são altamente dependentes do ciclo biogeoquímico. Esses ecossistemas têm sustentabilidade devido ao fenômeno da eficiência biogeoquímica que mantém os nutrientes em regime de processo cíclico interno, reduzindo a níveis desprezíveis as perdas de elementos químicos da rizosfera (Kimmins, 1997).

Nos domínios dos trópicos úmidos, os ciclos biogeoquímicos são particularmente críticos na manutenção da funcionalidade dos ecossistemas, considerando-se o substancial predomínio de solos distróficos na região (Sanchez, 1976; Jordan & Herrera, 1981; Falesi, 1986 e Fernandes et al. 1997). Daí esses ciclos constituírem, em geral, a força motora do desenvolvimento de ecossistemas florestais oligotróficos dominantes na Amazônia.

Corroborando a importância dos ciclos biogeoquímicos Fernandes et al. (1997) constataram que uma parte expressiva dos recursos de nutrientes e matéria orgânica dos ecossistemas florestais encontra-se na liteira e camada superficial do solo, os quais podem conter de 50 a 80% do nitrogênio (N) e fósforo (P), respectivamente.

A magnitude da variação do ciclo de elementos químicos nos ecossistemas florestais está subordinada aos fatores climáticos, composição florística, estágio sucessional e reserva de recursos de elementos químicos tróficos ou fertilidade natural (Vitousek & Sanford Jr, 1986).

O componente biótico, representado pela flora do ecossistema, possui papel relevante como elemento interativo no ciclo hidrológico. Esse componente age como um verdadeiro transportador de massa, à medida que as plantas liberam, diferencialmente, íons no processo de lixiviação da parte aérea. Esse fenômeno interativo contribui para o ciclo biogeoquímico, uma vez que enriquece com íons os fluxos de transferência de elementos químicos dos estratos superiores para os inferiores. A interação entre o componente biótico e o ciclo hidrológico ocorre através do escoamento da água pelo tronco, precipitação interna e lixiviação da liteira (Jordan, 1985 e Brouwer, 1996).

As variações intra e interespecíficas de elementos químicos nos indivíduos de uma população vegetal podem ser explicadas pela estequiometria ecológica (Markert, 1992 e Sterner, 1995). Como suporte a essa afirmação existe a alta correlação entre concentração de elementos químicos na matriz biogeoquímica e na pedoquímica (Markert, 1992). O estudo dos



ciclos biogeoquímicos auxilia na explicação dessas relações e suas implicações nas propriedades intensivas e extensivas dos ecossistemas, isto é, a concentração de elementos químicos e sua magnitude de armazenamento nas matrizes biogeoquímicas e pedoquímicas, respectivamente.

Essa pesquisa foi uma tentativa de explicar as seguintes questões:

a) quais as causas e diferenças no fluxo e no armazenamento de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe) e zinco (Zn), nos componentes estruturais, como a matriz biogeoquímica da liteira e a matriz pedoquímica do solo nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) ?

b) qual a magnitude de variação do fluxo de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) do solo em diferentes formas de uso e manejo dos recursos naturais, como o ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) e ecossistema de floresta sucessional (FSU)?

Na tentativa de explicar esses fenômenos, foram testadas as seguintes hipóteses:

i) se o aumento da matéria orgânica e elementos químicos possui natureza diferencial determinada pela matriz biogeoquímica oriunda do componente florístico, logo, torna-se possível o isolamento relativo dos fatores biogênicos que controlam as funções de acúmulo, considerando-se que a diversidade florística introduz essa chance de análise diferencial dos processos funcionais entre os ecossistemas VSU e FSU;

ii) considerando-se o uso da terra com ecossistemas monoespecíficos de *Virola surinamensis* (VSU) e a floresta sucessional (FSU), acredita-se que o processo metabólico de respiração edáfica (fluxo de CO<sub>2</sub>) ocorra com padrões distintos.

Os experimentos foram conduzidos para alcançar os seguintes objetivos:

a) estimar a magnitude dos fluxos de fitomassa e dos elementos Ca, Mg, K, Mn, Fe, Cu e Zn em ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU);

b) determinar o armazenamento de Ca, Mg, K, Mn, Fe, Cu, e Zn na matriz biogeoquímica da liteira em ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU);

c) estimar a eficiência do uso de elementos químicos (EUE) pelos componentes bióticos, determinar a estimativa do tempo de residência (TR) da fitomassa deposicional e elementos químicos na matriz biogeoquímica (liteira) no VSU e FSU;

d) estimar as propriedades físicas (densidade, espessura, armazenamento de água) e químicas da matriz biogeoquímica nos ecossistemas VSU e FSU;

e) estimar os fluxos de dióxido de carbono nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU).

Na tentativa de testar as hipóteses e explicar o desempenho dos ecossistemas VSU e FSU, comparativamente, foram medidas variáveis ligadas às propriedades intensivas e extensivas desses sistemas biológicos, como segue:

a) biogeoquímica do fluxo da liteira em ecossistemas de floresta sucessional e *Virola surinamensis* na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental (capítulo 3);

b) biogeoquímica da liteira nos ecossistemas de *Virola surinamensis* e de floresta sucessional na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental (capítulo 4);

c) pedoquímica em ecossistemas de *Virola surinamensis* e de floresta sucessional (capítulo 5) e;

d) dinâmica do fluxo de CO<sub>2</sub> do solo nos ecossistemas VSU e FSU (capítulo 6).

## REFERÊNCIAS

BROUWER, L. C. 1996 **Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest: A study in Guyana.** Utrecht, Tropenbos Guyana .224 p. ( Tropenbos Guyana Series 1)

FALESI, I.C., 1986. Estado Atual de Conhecimento de Solos da Amazônia Brasileira. In: Simpósio do Trópico Úmido I. Belém. **Anais.** EMBRAPA-CPATU. V.1. p.512-516

FERNANDES, E.C.M.; BIOT, Y.; CASTILLA, C.; CANTO, A.C.; MATOS, J.C.; GARCIA, S.; PERIN, R. e WANDERLI, E. 1997. The impact of selective logging and forest conversion for subsistence agriculture and pastures on terrestrial nutrient dynamics in the Amazon. **Ciência e Cultura** 49(1): 33-47

JORDAN, C.F. 1985. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: principles and their applications in management and conservation.** Chichester, John Wiley & Sons.

JORDAN, C.F. & HERRERA, R. 1981. Tropical rain forests: are nutrients really critical? **The American Naturalist** 177(2): 167-180.

KIMMINS, H. 1997. **Balancing Act.** Environmental issues in forestry. Vancouver. Univ of British Columbia Press. 188p.

MARKERT, B.1992. Multi-element analysis in plant materials: analyticals tools and biological questions.p. 401-428. In: Adriano, D. C. **Biogeochemistry of trace metals.** Boca Raton. Lewis Publishers. 512 p.

SANCHEZ, P. A. 1976. **Properties and Management of Soils in the Tropics.** New York. John Wiley & Sons. 644p.

STERNER, R.W. 1995. Elemental Stoichiometry of Species in Ecosystems. In: Jones, C. G. & Lawton, J.H. **Linking Species & Ecosystems.** New York. Chapman & Hall. p. 240-252.

VITOUSEK, P.M. & SANFORD Jr, R.L. 1986. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst** 17: 137-167.

## 2 ÁREA DE ESTUDO

### 2.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de florestas sucessionais e de florestas plantadas representam 70% de uma área de 254 hectares que fazem parte do sistema de pesquisa e produção florestal da empresa EIDAI DO BRASIL MADEIRAS S.A. na Amazônia oriental.

Esses ecossistemas de florestas sucessionais remanescentes (FSU) e de *Virola surinamensis* (VSU) localizam-se na região dos tabuleiros costeiros de interflúvio do baixo rio Benfica, entre os rios Ananí e Piraíba, no estuário guajarino (Figuras 2.1, 2.2), no domínio morfotectônico bragantino (Bemerguy et al. 2002). O ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) está a oeste da nascente do rio Ananí (1°18'14"S, 48°26'47"W) e o ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros (FSU) localiza-se ao norte do rio Ananí (1°18'6"S, 48°26'35"W).

### 2.2 GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA E SOLOS.

A geologia dominante na área experimental é de rochas sedimentares da formação Barreiras formadas por arenitos finos, siltitos, argilitos caulínicos e arenitos grosseiros pouco consolidados ou até friáveis (Pinheiro, 1987).

Geomorfologicamente encontra-se modelados de aplainamento do tipo pediplano conservado, com depósitos detríticos areno-argilosos, formando os tabuleiros costeiros de interflúvios no domínio morfotectônico bragantino (Bemerguy et al. 2002).

O solo do ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) foi classificado como Latossolo Amarelo distrófico (LAd) típico, textura média, e o ecossistema de floresta sucessional (FSU) de tabuleiro costeiro classificado como Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc), textura média.

Esses sistemas possuem características pedoquímicas semelhantes. Os horizontes pedogenéticos têm características morfológicas similares (Tabelas 2.1, 2.2, 2.3 e Figura 2.3).

Figura 2.1 Áreas experimentais na região dos tabuleiros costeiros de interflúvio dos rios Ananí-VSU ( $1^{\circ} 18' 14''$  S,  $48^{\circ} 26' 47''$  W) e Piraíba-FSU ( $1^{\circ} 18' 6''$  S,  $48^{\circ} 26' 35''$  W) na região do baixo rio Benfica no estuário guajarinó na Amazônia oriental.



Figura 2.2 Natureza do uso da terra nas áreas experimentais nos tabuleiros costeiros de interflúvio dos rios Anani-VSU ( $1^{\circ} 18' 14''$  S,  $48^{\circ} 26' 47''$  W), e Piraíba-FSU ( $1^{\circ} 18' 6''$  S,  $48^{\circ} 26' 35''$  W) na região do baixo rio Benfca no estuário guajarino, Amazônia oriental (imagem LANDSAT TM7 color 5R4G3B, 2000)

O clima dominante na região é o subtipo climático Af<sub>2</sub> (Koppen). Esse clima não apresenta estação seca e a precipitação do mês menos chuvoso é igual ou superior a 60 mm. A precipitação média anual varia de 2.500 a 3.000 mm (Martorano et al. 1993).

Na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica, no estuário guajarinó, no domínio morfotectônico bragantino (Bemerguy *et al.* 2002) localizam-se os ecossistemas de florestas sucessionais (FSU) de tabuleiros costeiros, que são fragmentos florestais remanescentes do processo de exploração madeireira seletiva, portanto predatória, que aconteceu até o final da década de 60.

Parte desses ecossistemas foram convertidos em florestas de produção madeireira na região do baixo rio Benfica, onde se encontra os experimentos de silvicultura e reserva da EIDAI do Brasil Madeiras S.A.

## 2.3 ECOSSISTEMAS

### 2.3.1 Ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU)

O ecossistema VSU localiza-se na nascente do rio Ananí (1°18'14"S, 48°26'47"W) com uma densidade de 400 árvores por hectare, em espaçamento 5 x 5 m, com 26 anos de idade, com incremento médio anual (IMA) de 1,4 cm em diâmetro e 0,91 m em altura total e volumétrico de 4,42 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. A vegetação que ocorre sob o dossel da *Virola surinamensis* é pioneira, como *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae), *Vismia guianensis* (Guttiferaceae) e predominância de *Pariana campestris* (Poaceae).

Tabela 2.1 Valores medianos das propriedades químicas da matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo distrófico (LAd-Pedon 1~VSU) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc-pedon 2-FSU) na região de tabuleiros costeiros da Amazônia oriental

Pedon 1	A [0-12]	AB [12-22]	BA [22-37]	Bw1 [37-69]	Bw2 [69-111]	Bw3 [111-163]
pH (H <sub>2</sub> O)	4,5	4,7	4,7	4,6	4,7	4,7
pH (KCl)	4,3	4,6	4,6	4,5	4,6	4,6
Delta pH	-0,2	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1
Bases trocáveis, Soma de bases-S, Teor de Al e H, CTC, bases trocáveis(V) e saturação de Al						
Ca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03
Mg (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
K (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,04	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
Na (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01
S (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,11	0,08	0,05	0,06	0,06	0,06
AL (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	1,24	1,27	1,31	0,74	0,74	0,93
H (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	10,06	9,23	8,69	8,69	7,84	8,40
CTC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	11,42	10,59	10,05	9,48	8,64	9,39
V (%)	1,00	0,80	0,50	0,60	0,70	0,60
m (%)	91,90	94,00	96,00	92,70	92,10	94,20
Carbono, nitrogênio, relação C:N, concentração de fósforo (P)						
C (%)	4,09	2,25	1,64	1,17	0,86	0,68
N (%)	0,33	0,20	0,16	0,10	0,09	0,07
C:N	12,50	11,10	10,20	11,20	10,10	10,30
P (ppm)	4,11	1,76	0,66	0,38	0,18	0,35
Pedon 2	A [0-10]	AB [10-17]	BA [17-27]	BW1 [27-51]	BWc1 [51-98]	BWc2 [98-170]
pH (H <sub>2</sub> O)	4,3	4,4	4,4	4,2	4,4	4,3
pH (KCl)	3,9	4,2	4,3	4,1	4,3	4,2
Delta pH	-0,4	-0,2	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1
Bases trocáveis, Soma de bases-S, Teor de Al e H, CTC, bases trocáveis(V) e saturação de Al						
Ca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Mg (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
K (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
Na (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
S (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,09	0,09	0,09	0,07	0,07	0,07
AL (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	1,52	1,00	0,62	0,75	0,79	0,72
H (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	4,84	2,30	2,51	2,07	2,29	2,29
TC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	6,45	3,39	3,22	2,89	3,15	3,09
V (%)	1,40	2,70	2,80	2,40	2,10	2,40
m (%)	94,30	91,60	87,50	91,50	92,20	90,60
Carbono, nitrogênio, relação C:N, concentração de fósforo (P)						
C (%)	4,09	2,25	1,64	1,17	0,86	0,68
N (%)	0,33	0,20	0,16	0,12	0,11	0,09
C:N	12,50	11,00	10,12	9,51	8,20	7,80
[P ppm]	3,48	1,42	0,89	0,14	0,14	0,15

Tabela 2.2 Características e descrição morfológica do LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO típico, textura média (LAd) do ecossistema Virola surinamensis (VSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica na Amazônia oriental

Características e Localização	
Classificação:	Latossolo Amarelo, distrófico (LAd)



Localização:	Região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, reflorestamento de <i>Virola surinamensis</i> (VSU) 24 anos [1°18'14''S, 48° 26'47''W]
Situação e declive:	Perfil aberto em ecossistema de <i>Virola surinamensis</i> , na segunda superfície de erosão com 1 a 2 % de declive, na primeira superfície de erosão.
Altitude:	12 metros
Litologia e formação geológica:	Arenitos pertencente a formação Barreiras
Material originário:	Material sedimentar retrabalhado de natureza areno argilosa
Relevo local:	Plano
Erosão laminar:	Inexistente
Drenagem:	Bem drenado
Pedregosidade:	Não pedregosa
Rochosidade:	Não rochosa
Vegetação local:	Reflorestamento de <i>Virola surinamensis</i> (VSU) de 28 anos
Vegetação regional:	Ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros na região do baixo rio Benfica, estuário Guajarino, Amazônia oriental
Uso atual:	ecossistema de <i>Virola surinamensis</i> (VSU) 28 anos
Clima:	Af <sub>2</sub> na classificação Koppen

Horizontes	Descrição dos aspectos e horizontes genéticos
A1	0-12 cm, bruno(10YR, 4/3,úmido); franco arenosa; fraca pequena e média granular; friável, ligeiramente plástica e não pegajosa; transição plana e difusa;
AB	12-22 cm, bruno amarelado escuro(10YR 4/4, úmido); franco argilo arenosa; fraca pequena e média granular e bloco subangular; friável, ligeiramente plástica, ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual;
BA	22-37 cm, bruno amarelado (10YR 5/8, úmido); franco areneosa; fraca pequena e média; bloco subangular; friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.
Bw1	37-69 cm, bruno amarelado(10YR 5/8, úmido); franco argilo arenosa; fraca pequena e média bloco subangular; friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.
Bw2	69-111 cm, bruno amarelado (10YR 5 5/8, úmido); franco argilo arenosa; fraca pequena e média bloco subangular; muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.
Bw3	111-163 cm, amarelo brunado(10YR 6/8, úmido); franca argilo arenosa; fraca pequena e média bloco subangular; muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.
Raízes:	Finas e médias abundantes nos horizontes A1, muitas no AB, comuns no BA. Finas comuns no Bw1, poucas no Bw2 e Bw3. Grossas e muitas no A1 comuns no AB, poucas no BA.

Coletado por: Tarcísio Ewerton Rodrigues & F De Assis Oliveira

Tabela 2.3 Características, descrição morfológica do LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO endoconcrecionário, textura média (LAdc) do ecossistema de Floresta sucessional (FSU) na região de tabuleiros costeiros no interflúvio dos rios Ananí e Piraíba [1°18'14''S, 48°26'47'' W](Perfil N° 2)

Características e Localização	
Classificação:	LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO endoconcrecionário, textura média (LAdc)

Localização:	Região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, ecossistema de floresta sucessional(FSU), (1° 18' 6''S, 48° 26' 35''W).
Situação e declive:	Perfil aberto em ecossistema de floresta sucessional (FSU) remanescentes, na primeira superfície de erosão de 0 a 3% superfície de declive, na primeira superfície de erosão.
Altitude:	12 metros
Litologia e formação geológica:	Arenitos pertencentes à formação Barreiras
Material originário:	Material sedimentar retrabalhado de natureza areno argilosa
Relevo local:	Plano
Erosão laminar:	Inexistente
Drenagem:	Bem drenado
Pedregosidade:	Não pedregosa
Rochosidade:	Não rochosa
Vegetação local:	Ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros costeiros
Vegetação regional:	Ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros na região do baixo rio Benfica, estuário Guajarino, Amazônia oriental.
Uso atual:	Ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros costeiros
Clima:	Af <sub>2</sub> na classificação Koppen

Horizontes	Descrição dos aspectos e horizontes genéticos
A1	0 – 10 cm, Bruno acinzentado escuro (10 YR 4/2, úmido); franco arenoso; fraca pequena e média granular; friável, ligeiramente plástica e não pegajosa; transição plana e difusa.
AB	10 – 17 cm, Bruno(10YR 4/3, úmido); franco arenosa; fraca pequena média granular e bloco subangular; friável, ligeiramente plástica e não pegajosa; transição plana e gradual;
BA	17 – 27 cm, Bruno amarelado(10YR 5/4, úmido); franco argilo arenosa; fraca pequena e média bloco angular; friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual;
Bw1	27 – 51 cm, bruno amarelado (10YR 5/6, úmido); franco argilo arenosa; fraca pequena e média bloco subangular; friável, ligeiramente plástica, transição irregular abrupta (27-46 cm e 27-75 cm);
Bwc1	51 – 98 cm, amarelo brunado(10YR 6/8, úmido); argilo arenosa; fraca pequena e média subangular com muitas concreções lateríticas; friável, plástica e pegajosa; transição plana e difusa;
Bwc2	98 – 170 cm, bruno forte (7,5 YR 5/8, úmido); argilo arenosa; fraca pequena e média bloco subangular com muitas concreções lateríticas; friável, plástica e pegajosa.
Raízes:	Finas e médias abundantes no A1 e AB, comuns no BA; finas comuns Bw1 e poucas no Bwc1; Grossas comuns no A1, AB e BA.
Observações:	Presença de muitas concreções > 2 cm, nos horizontes Bwc1, Bwc2 e dispersa no A1, AB,BA e BW1. Muitos poros e canais nos horizontes A1, AB, BA e BW1 e comuns no Bwc1 e Bwc2. Indicação de atividade de organismos nos horizontes A1, AB, BA e Bw1

Coletado por: Tarcísio Ewerton Rodrigues & F De Assis Oliveira



Figura 2.3 Aspectos dos perfis: a) LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO típico (LAd) pedon No 1, ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU); e b) LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO endoconcrecionário (LAdc)-pedon No 2, ecossistema de floresta sucessional (FSU), localizados na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental

### 2.3.2 Ecossistema de Floresta Sucessional (FSU)

O ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros (FSU), localizado ao norte do rio Ananí (1°18'6"S, 48°26'35"W), vem se desenvolvendo desde o final da exploração seletiva de madeira que aconteceu até o início da década de 70. Esse ecossistema sucessional tem uma curva espécie-área que evidencia tendência de estabilidade no tamanho amostral quando alcançou cerca de 109 espécies por hectare, com DAP acima 10 cm, o que indica uma diversidade funcional e estrutural semelhante aos valores encontrados em estudos anteriores na região (Cain *et al.* 1956).

Nesse ecossistema os indicadores da análise de vegetação sugerem uma elevada diversidade florística, evidenciada pelo índice Shannon de  $H= 4,00$  para espécies, equabilidade com valor de 0,853 e índice de Simpson com 0,031 (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 Parâmetros de diversidade florística para o ecossistema de floresta sucessional(FSU) dos tabuleiros costeiros no interflúvio dos rios Ananí e Piraíba, na região do baixo rio Benfica na Amazônia oriental

#	Parâmetro de diversidade florística	Valor
1	Índice Shannon para espécies	4,003
2	Índice de Simpson	0,031
3	Índice Shannon para famílias	3,200
4	Índice de equabilidade(E) [valor máximo 1]	0,853

## 2.4 DOMÍNIOS DA PROVÍNCIA BIOGEOQUÍMICA E MANEJO DOS RECURSOS NATURAIS

A produção primária nos ecossistemas sucessionais de florestas de tabuleiros costeiros, em termos florísticos, possui predominância de 10 espécies e 10 famílias (Tabelas 2.5 e 2.6). Esses domínios vegetacionais estabeleceram a fitoestabilidade na região guajarina do baixo rio Benfica, o que implica numa substancial similaridade do metabolismo dos ecossistemas.

Tabela 2.5 Parâmetros fitossociológicos para famílias do ecossistema de floresta sucessional (FSU) dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica como dominância relativa (DoR), frequência relativa (FR), índice de valor de importância (IVI) e índice de valor de cobertura (IVC).

#	Família	FR <sup>1</sup>	ABA <sup>2</sup>	DoR <sup>3</sup>	IVI <sup>4</sup>	IVC <sup>5</sup>
		(%)				
1	Cecropiaceae	4.31	4.58	15.02	11.75	15.47
2	Lecythidaceae	4.31	3.78	12.39	8.20	10.15
3	Mimosaceae	4.31	3.45	11.32	7.69	18.76
4	Burseraceae	4.31	2.17	7.31	7.61	9.26
5	Rutaceae	2.75	2.19	7.17	3.96	4.57
6	Guttifereae	3.53	1.43	4.70	3.90	4.09
7	Simarubaceae	3.53	0.91	3.01	3.54	3.54
8	Rubiaceae	3.92	0.66	2.18	3.39	3.12
9	Sterculiaceae	3.53	0.87	2.86	3.10	2.88
10	Sapotaceae	3.92	8,70	2.85	2.99	2.53

(<sup>1</sup>) Frequência relativa(FR,%) = (frequência da espécie ou família / frequência total) x 100

(<sup>2</sup>) Área basal(%)= Área basal total da família(m<sup>2</sup>) por hectare

(<sup>3</sup>) Dominância relativa(DoR,%) = Área basal total(m<sup>2</sup>) da espécie ou família por hectare/total da área basal(m<sup>2</sup>) de todas as espécies ou famílias) x 100

(<sup>4</sup>) Índice de valor de importância (IVI,%) = DR + DoR + FR

(<sup>5</sup>) Índice de valor de cobertura(IVC,%)= Densidade relativa + Dominância relativa

A existência de domínios florísticos apóia a adoção do conceito de província biogeoquímica (Vinogradov, 1964 e Bashkin , 2002), englobando as áreas experimentais numa mesma base de metabolismo de ecossistemas e processos biogeoquímicos similares. Essa concepção produz suporte à análise comparativa, utilizando-se a biogeoquímica dos ecossistemas.

Nessa província ocorrem subpopulações naturais de espécies arbóreas que constituem importantes fontes de matrizes biogeoquímicas singenéticas e epigenéticas biogênicas como componentes estruturais do modelo de dispersão dos elementos químicos (Vinogradov, 1964 e Licht, 1995).

A história do manejo na área de estudos foi caracterizada pela exploração madeireira seletiva dos ecossistemas de florestas remanescentes. Essa forma de uso dos recursos naturais modificou-se quando a EIDAI do Brasil Madeiras S.A. iniciou as atividades de silvicultura

industrial para a produção madeireira, com plantios de espécies nativas, como *Virola surinamensis* e outras.

As famílias e espécies mais importantes foram identificadas pelo índice de valor de importância (IVI), que considera a somatória da densidade relativa, dominância relativa e frequência relativa (Milliken & Ratter, 1989). Dentre as famílias mais importantes na vegetação destacam-se as *Cecropiaceae* (IVI=11,75%), *Lecythidaceae* (8,20%), *Mimosaceae* (7,69%) e *Burseraceae* (7,61%). Essas famílias representam 53% da cobertura vegetal no ecossistema, sugerindo que o fluxo de fitomassa depende consideravelmente da fenologia dessas famílias (Tabela 2.5).

Destacam-se na subpopulação das 10 mais importantes: *Pouroma guianensis* (IVI=27,41); *Couratari oblongifolia* (19,12%); *Fagara guianensis*(9,65); *Symphonia globulifera* (8,59%) e outras de menor importância (Tabela 2.6). Comparando-se os domínios florísticos nos últimos 40 anos, admite-se que as espécies mais exploradas tenham sido substituídas por espécies pioneiras devido a influência da exploração seletiva.

No caso desses ecossistemas que dominam nos tabuleiros costeiros, na unidade morfotectônica bragantina no baixo rio Benfica, pode-se, em parte, explicar o empobrecimento do ecossistema pela perda de espécies clímax devido ao processo de exploração madeireira seletiva ou predatória (Uhl & Vieira, 1989).

Em termos de diversidade estrutural, além da conspícua diferença da fitofisionomia, foram realizadas análises de determinação do índice de área foliar (IAF) e do índice de abertura de dossel (AD), o que evidencia o efeito no desbaste realizado em Junho de 2002 (Rich *et al.*1999) no ecossistema de *Virola surinamensis* que possuía IAF próximo do ecossistema de floresta sucessional remanescente (Figura 2. 4 e Tabela 2.7).

A propósito dessa manipulação Waring & Schlesinger (1985) relatam a significativa relação da função de produtividade primária, com as características estruturais da morfologia do dossel, em nível dos ecossistemas.

Tabela 2.6 Parâmetros fitossociológicos do ecossistema de floresta sucessional (FSU) nos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, como densidade relativa(DR), dominância relativa (DoR), frequência relativa (FR), índice de valor de importância(IVI) e índice de valor de cobertura (IVC).

#	Espécie	FR <sup>1</sup>	DR <sup>2</sup>	DoR <sup>3</sup>	IVI <sup>4</sup>	IVC <sup>5</sup>
		(%)				
1	<i>Pourouma guianensis</i>	2.95	12.21	12.25	27.41	24.46
2	<i>Couratari oblongifolia</i>	2.68	6.05	10.39	19.12	16.44
3	<i>Fagara guianensis</i>	1.88	1.74	6.03	9.65	7.77
4	<i>Symphonia globulifera</i>	2.14	2.09	4.35	8.59	6.44
5	<i>Protium polybotrium</i>	2.41	4.02	2.06	8.54	6.08
6	<i>Coussarea paniculata</i>	2.68	3.6	2.06	8.35	5.66
7	<i>Sterculia pruriens</i>	2.41	2.79	2.83	8.04	5.62
8	<i>Inga alba</i>	2.14	1.05	4.57	7.76	5.62
9	<i>Byrsonina crispera</i>	2.14	3.49	1.23	6.86	4.72
10	<i>Cecropia obtusa</i>	1.34	3.14	2.15	6.63	5.29

(<sup>1</sup>) Frequência relativa(FR,%)= (frequência da espécie ou família/ frequência total) x 100

(<sup>2</sup>) Densidade relativa(DR,%)= (Nº de indivíduos da espécie ou família/ total de indivíduos da espécie ou família) x 100

(<sup>3</sup>) Dominância relativa(DoR,%)= (Área basal total -m<sup>2</sup> da espécie ou família por hectare/ total da área basal(m<sup>2</sup>) de todas as espécies ou famílias) x 100

(<sup>4</sup>) Índice de valor de importância(IVI,%)= DR + DoR + FR

(<sup>5</sup>) Índice de valor de cobertura(IVC,%)= Densidade relativa + Dominância relativa

a)



b)



Figura 2.4 Aspectos do dossel com diferentes características estruturais: a) ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) e b) ecossistema de floresta sucessional (FSU). Procedimentos realizados com fotografias hemisféricas (Rich et al. 1999).



Tabela 2.7 Valores médios das variáveis estruturais como abertura de dossel-AD(%) e índice de área foliar-IAF ( $m^2 m^{-2}$ ), determinado com uso de fotografias hemisféricas, em ecossistemas de *Virola surinamensis*(VSU) e de floresta sucessional (FSU), nos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica, estuário guajarino, Amazônia oriental [Resultados com letras diferentes nas linhas diferem significativamente ( $p < 0,001$ ) pelo teste t e pelo Mann-Whitney ( $p < 0,001$  n=12)]

Parâmetro*	Ecossistema	
	Virola(VSU)	Fsucessional(FSU)
IAF[m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> ]	2,05 b	3,44 a
AD[%]	17,70 a	5,59 b

(\*)(IAF)Índice de área foliar; (AD) Abertura de dossel.

No caso desses ecossistemas que dominam nos tabuleiros costeiros, na unidade morfotectônica bragantina no baixo rio Benfica, pode-se tentar explicar o empobrecimento pela perda de espécies climax devido ao processo de exploração madeireira seletiva ou predatória (Uhl & Vieira, 1989).

Constata-se que o uso dos recursos florestais na região é fator determinante de algo semelhante a um processo de sucessão retrogressiva (Odum,1971), isto é, forçando uma reconstrução natural da diversidade florística em termos da composição de famílias típicas de estágios sucessionais mais adiantados como *Burseraceae* e *Vochysiaceae* (Cain et al., 1956).

Atualmente ocorre o domínio florístico representado pela família Cecropiaceae, que caracteriza os estágios sucessionais iniciais e intermediários nos trópicos (Tabelas 2.5 e 2.6).

## REFERÊNCIAS

- BASHKIN, V. N. 2002. **Modern Biogeochemistry**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.
- BEMERGUY, R.L.; COSTA, R.B. S.; HASUÍ, Y; BORGES, M. S.; SOARES Jr, A. V. 2002. Structural geomorphology of the brazilian Amazon region.. In: KLEIN, E. L., VASQUEZ, M. L. & ROSA-COSTA, L. T. da. **Contribuições à geologia da Amazônia** Belém. Sociedade Brasileira de Geologia-Núcleo Norte (SBG-NO). p-4-13
- CAIN, S.A.; CASTRO, G.M; PIRES, J. M.; SILVA, N. L. 1956. Application of some phytosociological techniques to brazilian rain forest. **Amer. J. Botany**: 911-941.
- LICHT, O.A.B. 1995. **Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Porto Alegre. Serviço Geológico do Brasil. 255p.
- MARTORANO, L.G; PEREIRA, L.C; CESAR, E. G. M; PEREIRA, I. C. B. 1993 **Estudos climáticos do Estado do Pará, classificação climatática (Koppen) e Deficiência Hídrica (Thornthwaite & Mather)**. Belém. SUDAM.
- MILLIKEN, W. & RATTER, J.A. 1989. **First Report of the Vegetation Survey of the Maracá Rainforest Project**. Edinburgh. INPA/RGS/SEMA: 277p.
- ODUM, E. P. 1971. **Fundamentals of Ecology**. Philadelphia. W B Saunders Company. 574p.
- PINHEIRO, R.V.L. 1987. **Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário do Guajará**. Belém. Universidade Federal do Pará (Tese de Mestrado). 155p.
- RICH, M. P.; WOOD, J.; VIEGLAIS, D. A.; BUREK, K.; WEBB, N. 1999. **Hemiview user manual**. Cambridge. Delta T Devices Ltd. 144p.
- UHL, C. & VIEIRA, C.G.I. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas Region of the state of Pará. **Biotropica** 21: 98-106.
- VINOGRADOV, A.P. 1964. Provinces Biogéochimiques et leur rôle dans l'évolutions organique. **International Monograph Earth Science**. 15: 317-337.
- WARING, R.H. & SCHLESINGER, W.H. 1985. **Forest Ecosystems: concepts and management**. San Diego. Academic Press. 455p.

### 3. BIOGEOQUÍMICA DO FLUXO DA LITEIRA EM ECOSSISTEMAS DE FLORESTA SUCESSIONAL E *Virola surinamensis* NA REGIÃO DOS TABULEIROS COSTEIROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

#### RESUMO

Foram realizados estudos comparativos do processo biogeoquímico do fluxo da liteira no ecossistema sucessional de floresta (FSU) e *Virola surinamensis* (VSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica na Amazônia oriental. Os resultados evidenciaram que o ecossistema sucessional sofreu nível mínimo de manipulação e intensidade de alteração, alcançou maior ( $p < 0,001$ ) fluxo da matriz biogeoquímica foliar e lenhosa (liteira) com  $7,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  enquanto que o ecossistema de *Virola surinamensis* apresentou  $6,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  onde foi implementada maior alteração estrutural e funcional. O fluxo de K, Mn, Cu e Zn no ecossistema FSU foi significativamente maior ( $p < 0,001$ ) do que no VSU. Esse fenômeno foi controlado pela matriz biogeoquímica do ecossistema sucessional com alta diversidade florística. Os fluxos de Ca e Mg foram similares ( $p > 0,05$ ) nos dois ecossistemas. Esse resultado refletiu o efeito da maior magnitude quantitativa da matriz biogeoquímica no fluxo da liteira do ecossistema FSU. O fluxo de Fe alcançou valores maiores ( $p < 0,001$ ) no ecossistema VSU. Esse fenômeno se deve a acumulação desse cátion na matriz biogeoquímica da *Virola surinamensis* como fator causal. O ecossistema sucessional de floresta foi mais eficiente do que o VSU no uso de elementos químicos para Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn, exceto para K, que teve eficiência similar em ambos os ecossistemas. Esses resultados indicam que o ecossistema sucessional foi mais eficiente no aproveitamento dos recursos no sítio oligotrófico estudado do que o ecossistema de *Virola surinmanesis*.

**PALAVRAS-CHAVE:** processo biogeoquímico, eficiência de elementos químicos, floresta sucessional, Amazônia oriental, *Virola surinamensis*

### 3 BIOGEOCHEMISTRY OF LITTERFALL PROCESSES IN SUCCESSIONAL FOREST AND *Virola surinamensis* ECOSYSTEMS IN THE COASTAL TABLELANDS OF EASTERN AMAZONIA

#### ABSTRACT

Comparative studies were carried out on the biogeochemical processes of successional forest ecosystem (FSU) and *Virola surinamensis* ecosystem (VSU) litter fall in the coastal tablelands of the lower Benfca River in eastern Amazonia. Results showed that the successional forest, subjected to minimal manipulation and light intensity alteration, exhibited significantly higher ( $p < 0,001$ ) leaf and woody biogeochemical matrix (litterfall) with  $7,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  than the *Virola surinamensis* ecosystem with  $6,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , which suffered more severe structural and functional alteration. Fluxes of K, Mn, Cu, and Zn were significantly higher ( $p < 0,001$ ) in the FSU ecosystem than in the VSU. The successional forest ecosystem biogeochemical matrix regulated this phenomenon due to its high floristic diversity. These results were also driven by the greater quantity of the biogeochemical matrix in the litterfall in the FSU ecosystem. Fluxes of Ca and Mg were similar ( $p > 0,05$ ) between ecosystems. Iron (Fe) fluxes were greater ( $p < 0,001$ ) in the VSU than in the FSU ecosystem. This accumulation in the VSU may be due to the *Virola* genus, which is known as an iron accumulator. The successional forest ecosystem was more efficient ( $p < 0,001$ ) than the *Virola surinamensis* ecosystem in terms of element use efficiency (EUE) for Ca, Mg, Mn, Fe, Cu and Zn, but K had similar EUE performance ( $p > 0,05$ ) in the both ecosystems. These results suggest that the successional ecosystem was more efficient in the use of the oligotrophic site resources than the *Virola surinamensis* ecosystem.

**KEYWORDS:** biogeochemical process, element use efficiency, flux of chemical elements, successional forest ecosystem, *Virola surinamenis*, eastern Amazonia.

### 3.1 INTRODUÇÃO

O fluxo da matriz biogeoquímica para a liteira em ecossistemas terrestres é o principal processo de transferência de matéria e energia para o compartimento pedoquímico do ecossistema (Vitousek & Sanford, 1986). Esse processo em ecossistemas de florestas sucessionais tem a função de renovar o estoque de matéria orgânica na liteira durante o desenvolvimento dos mesmos (Vitousek, 1984; Lugo et al. 1990 e Bormann & Likens, 1994).

As florestas sucessionais ou secundárias *sensu* Brown & Lugo (1990) são mais eficientes que os povoamentos maduros no processo de retorno de nutrientes para a liteira, independente da idade, da natureza do solo e uso da terra. Nesses ecossistemas a matriz biogeoquímica ou liteira serve como fonte ou sumidouro (depósito transiente) de elementos químicos e matéria orgânica, tanto em ecossistemas na fase de acumulação de fitomassa (sucessionais) quanto em maduros em equilíbrio dinâmico (Vitousek, 1984 e Waring & Schlesinger, 1985).

O processo de fluxo cria uma retroalimentação positiva ou negativa, que corresponde à perda ou reabsorção de elementos no sistema estudado (Odum, 1971). Esses fluxos da matriz biogeoquímica na liteira, nos ecossistemas de florestas sucessionais de tabuleiros costeiros na região do estuário guajarino, Amazônia oriental, alcançaram valores médios de  $9,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e em ecossistemas ripários ou ribeirinhos têm estimativa média de fluxo de  $7,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Pires, 1978).

Esse experimento foi uma tentativa de elucidar o seguinte problema científico: Como se explica os padrões de fluxo da matriz biogeoquímica e elementos químicos em sítios distróficos a partir da natureza diferencial de seus componentes biogênicos? Para responder esta questão científica elaborou-se a hipótese: se os componentes autogênicos, as plantas, são responsáveis pelo processo acumulativo, então os resultados diferenciais na magnitude desse fenômeno biogeoquímico podem ser atribuídos ao papel do componente florístico como controle biogênico.

## 3.2 ÁREA DE ESTUDO

### 3.2.1 Ecossistemas

#### 3.2.1.1 Ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU)

O ecossistema VSU, nas nascentes do rio Ananí (1°18'14" S, 48°26'47" W), tem densidade de plantio de 400 árvores por ha<sup>-1</sup> em espaçamento 5 x 5 m, com 26 anos de idade. O incremento médio anual (IMA) foi de 1,4 cm em diâmetro, com 0,91 m em altura total, volumétrico de 4,42 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O sub-bosque do VSU apresenta predominância de *Pariaria campestris* (Poaceae) e pioneiras como *Tapirira guianensis* e *Vismia guianensis*.

#### 3.2.1.2 Ecossistema de Floresta sucessional (FSU)

O ecossistema FSU localiza-se ao norte do rio Ananí (1°18'6" S, 48°26'35" W) e desenvolveu-se sob exploração seletiva de madeira que aconteceu até o início da década de 70. Esse ecossistema sucessional tem uma curva espécie-área que evidencia a tendência de estabilidade no tamanho amostral realizado, quando alcançou cerca de 109 espécies por hectare. Esse resultado é coerente com os valores de diversidade estrutural e funcional encontrados em pesquisas anteriores, na região estudada (Cain *et al.* 1956).

Esse ecossistema sucessional contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelos valores dos índices de Shannon (H) com valor 4, equabilidade com 0,85 e o índice Simpson com 0,03. Esses resultados são consistentes com ecossistemas de alta diversidade na região (Vieira, 1996).

### 3.2.2 Geologia, geomorfologia e solos.

A geologia dominante na área experimental é de rochas sedimentares da formação Barreiras formadas por arenitos finos, siltitos, argilitos caulínicos e arenitos grosseiros pouco consolidados ou até friáveis (Pinheiro, 1987).

Geomorfologicamente encontra-se modelado de aplainamento do tipo pediplano conservado, com depósitos detríticos areno-argilosos, formando os tabuleiros costeiros de interflúvios no domínio morfotectônico bragantino (Bemerguy *et al.* 2002).

O solo do ecossistema de *Virola surinamensis* foi classificado como Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e o do ecossistema de floresta sucessional de tabuleiro costeiro como Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc). Esses sistemas possuem

características pedoquímicas semelhantes (Tabela 2.1). Foram analisados os horizontes pedogenéticos com as características próprias desse sistema pedoquímico (Tabela 2.2 e 2.3).

### **3.2.3 Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos naturais**

A produção primária nos ecossistemas sucessionais de florestas de tabuleiros costeiros, em termos florísticos, possui predominância de 10 espécies e 10 famílias (Tabelas 2.5 e 2.6). Esses domínios vegetacionais estabeleceram a fitoestabilidade na região guajarina do baixo rio Benfica, o que implica uma substancial similaridade do metabolismo dos ecossistemas.

A existência de domínios florísticos apóia a adoção do conceito de província biogeoquímica, englobando as áreas experimentais numa mesma base de metabolismo de ecossistemas e processos biogeoquímicos similares (Vinogradov, 1964 e Bashkin, 2002). Essa concepção produz suporte necessário ao processo analítico comparativo utilizando-se a biogeoquímica dos ecossistemas.

Essas subpopulações naturais de espécies arbóreas constituem importantes matrizes fitogeoquímicas singenéticas ou epigenéticas biogênicas como componentes estruturais do modelo de dispersão dos elementos químicos (Vinogradov, 1964 e Licht, 1995).

A história do manejo na área de estudos foi caracterizada pela exploração madeireira seletiva dos ecossistemas de florestas remanescentes. Essa forma de uso dos recursos naturais modificou-se quando a EIDAI do Brasil Madeiras S.A. iniciou as atividades de silvicultura industrial para a produção madeireira, com plantios de espécies nativas, como *Virola surinamensis* e outras.

As famílias mais importantes encontradas na vegetação representam 53% da cobertura vegetal presente no ecossistema. Isso implica em que o fluxo de fitomassa tenha considerável dependência da fenologia dessas famílias. Dentre elas destacam-se as Cecropiaceae(IVI=11,75%); Lecythidaceae(8,20%); Mimosaceae(7,69%) e Burseraceae(7,61%) (Tabela 2.5).

Esse ecossistema contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelo elevado valor do índice de shannon de  $H= 4,00$ ; equitabilidade ( $E = 0,85$ ) e Simpson com 0,03.

Na subpopulação de espécies arbóreas as mais importantes foram: *Pouroma guianensis* com índice de valor de importância (IVI) de 27,41%, *Couratari oblongifolia* com 19,12%, *Fagara guianensis* com 9,65%, e *Symphonia globulifera* com 8,59%.

### 3.3 MÉTODOS

#### 3.3.1 Estimativa do fluxo da matriz biogeoquímica

O procedimento de seleção de áreas para coleta das amostras do fluxo deposicional da matriz biogeoquímica foi realizado em locais com plena cobertura do dossel e homogeneidade das características dos ecossistemas para obtenção de uma amostragem de fluxo com maior exatidão. A coleta das amostras foi realizada seguindo a locação dos coletores, de acordo com o delineamento experimental (secção 3.3.3) e esquema amostral (Figura 3.1).

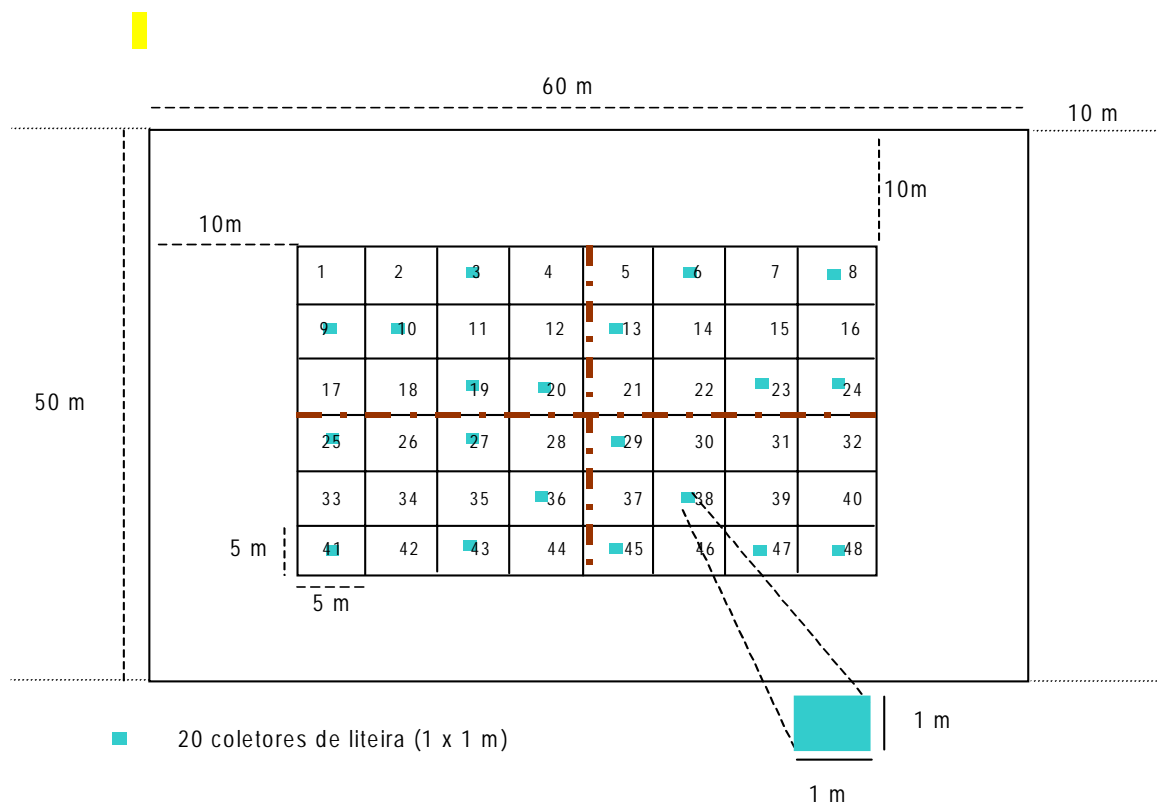


Figura 3.1 Esquema amostral das parcelas experimentais para estudo do fluxo de fitomassa deposicional ou liteira total (lt) com 48 quadrículas (5 m x 5 m), com 4 subparcelas com 12 quadrículas cada, com 5 repetições de coletores de liteira total (lt), com 20 unidades coletoras de liteira (1 m x 1 m x 0,3 m) suspensa do solo 0,40 m com locação aleatória nas subparcelas



Os coletores possuem área de 1 m<sup>2</sup> (1 m x 1 m) e profundidade de 0,10 m, suspensos do solo a 0,3 m. A coleta foi realizada quinzenalmente para evitar o processo de decomposição de amostras ainda no coletor (Proctor, 1984).

As amostras de frações da matriz biogeoquímica foram classificadas como: i) não-lenhosa (folha, flor, semente, fruto e miscelânea) e ii) lenhosa (ramos e galhos).

As amostras foram coletadas quinzenalmente, determinando-se a massa seca com secagem em estufa de circulação forçada a 70 °C até massa constante. Os resultados analíticos foram organizados em planilhas formato XLS. As amostras foram moídas com uso de malha de 1,0 mm, armazenadas em frascos de vidro e organizadas em um banco de amostras. Foram retiradas subamostras de 0,5 g para análise química dos elementos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn. A extração desses elementos foi realizada com digestão úmida (sistema aberto) usando-se o extrator duplo-ácido HNO<sub>3</sub> + HClO<sub>4</sub> (Miyazawa et al. 1999).

Os cátions Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn foram determinados a partir do extrato, através de espectrofotometria de absorção atômica (Miyazawa et al. 1999 e Rothery, 1986). O K foi obtido por fotometria de chama (Miyazawa et al. 1999). Os valores de fluxo de nutrientes foram determinados pela multiplicação das concentrações médias (ppm) de K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu e Zn pelos valores de massa seca (g m<sup>-2</sup>) da matriz biogeoquímica da liteira coletada quinzenalmente. As duas coletas foram reunidas e expressas mensalmente (equação 3.1).

$$F = \frac{\sum_{i=1}^n ciMs}{N} \quad (3.1)$$

onde:  $F$  = fluxo médio dos elementos (g m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup>);  $Ms$  = média mensal da massa seca das amostras válidas da matriz biogeoquímica (g);  $ci$  = concentração média do elemento em amostras válidas (ppm), e  $N$  = número de amostras válidas mensais.

### 3.3.2 Eficiência de uso de elementos químicos

A eficiência de uso de elementos químicos (EUE) foi estimada através da relação entre a massa seca da matriz biogeoquímica foliar ou lenhosa (liteira) e da concentração de elementos químicos nessa matriz, conforme a equação 3.2.

$$EUE = \frac{\sum_{i=1}^t M_i}{m_i} \quad (3.2)$$

onde: EUE= eficiência de uso de elementos ( $\text{g g}^{-1}$ );  $M_i$  = massa seca da matriz da biogeoquímica foliar ou lenhosa (g);  $m_i$ = massa do elemento químico na matriz biogeoquímica da liteira na fração.

### 3.3.3 Análise estatística

O delineamento estatístico adotado foi em blocos casualizados, com medidas repetidas no tempo. Em cada ecossistema com 4 blocos e 5 repetições de coletores de matriz biogeoquímica (liteira deposicional), foi realizada coleta quinzenal. Esse delineamento segue a equação 3.3.

$$Y_{ijk}(e) = \mu + \alpha_i + \alpha_j + \alpha_i\alpha_j + \beta_k + \epsilon_i + \epsilon_j \quad (3.3)$$

onde:  $Y_{ijk}(e)$ = variável de resposta;  $\mu$ = média geral;  $\alpha_i$ = efeito dos ecossistemas;  $\alpha_j$ = medidas repetidas (tempo);  $(\alpha\alpha)_{ij}$ = efeito da interação ecossistema e medidas repetidas(tempo);  $\beta_k$ = efeito dos blocos;  $\epsilon_i$ = erro experimental devido aos ecossistemas;  $\epsilon_j$ = erro experimental devido as medidas repetidas (tempo);  $i$ =ecossistemas;  $j$ =medidas repetidas(mensal);  $k$ =blocos (repetições) e  $\epsilon$ = componente aleatório.

As diferenças entre os ecossistemas foram determinadas estatisticamente de acordo com as variáveis analisadas como: i) massa seca da matriz biogeoquímica (M); ii) concentrações ( $\text{M L}^{-3}$ ), fluxo ( $\text{M L}^{-2}\text{T}^{-1}$ ); e iii) resultados relativos (%).

Em razão do domínio das populações de dados apresentarem distribuições não gaussianas, os resultados foram analisados via procedimentos de comparação múltipla, para isolar os efeitos diferentes entre as populações (Zar, 1984 e Glantz, 1997).



### 3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.4.1 Fluxo da matriz biogeoquímica

O processo de transferência da matriz biogeoquímica deposicional (liteira total) para o sistema pedoquímico, isto é, para o solo, foi significativamente maior ( $p < 0,001$ ) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) com média de  $7,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , enquanto que o ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) alcançou o valor médio de  $6,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 Fluxo da matriz biogeoquímica deposicional total ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU), e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica, estuário guajarinó na Amazônia oriental. [Valores nas linhas seguidas por letras desiguais diferem significativamente pelo teste t ( $p < 0,001$ )].

Fração	Ecossistema			
	VSU	(%)	FSU	(%)
Foliar	$5,04 \pm 0,30 \text{ b}$	80,0	$6,30 \pm 0,30 \text{ a}$	77,1
Lenhosa	$1,26 \pm 0,20 \text{ b}$	20,0	$1,82 \pm 0,20 \text{ a}$	22,9
Total	$6,30 \pm 0,30 \text{ b}$	100,0	$7,94 \pm 0,40 \text{ a}$	100,0

No ecossistema de *Virola surinamensis* a partição do fluxo da matriz biogeoquímica da liteira total (LT), distribuída em liteira foliar (LF), representa 80% e a liteira lenhosa (LL) 20% do fluxo total. No ecossistema de floresta sucessional (FSU) a distribuição relativa dessas frações foi 77,1% na liteira foliar e 22,9% na liteira lenhosa (Tabela 3.1). Essa característica é consistente com outros estudos realizados por Klinge & Rodrigues (1968); Dantas & Phillipson (1989); Luizão (1995) e Brouwer (1996), onde a fração foliar é um componente importante no fluxo dos elementos químicos para a liteira nesses ecossistemas.

O fluxo da matriz biogeoquímica lenhosa no FSU foi maior ( $p < 0,002$ ) que os resultados desta fração no ecossistema de VSU. Esses resultados são indicativos de que as distribuições das variáveis biogeoquímicas foliar e lenhosa pertencem à populações diferentes (Tabela 3.1). A diferença de produtividade entre os ecossistemas de FSU e VSU pode estar associada à diversidade florística da floresta sucessional.

Os resultados refletem a importância da matriz biogeoquímica foliar como fator de controle da manutenção dos processos cíclicos dos elementos químicos. O fator biótico (componente florístico) dá suporte e manutenção à diversidade estrutural e funcional (Bormann & Likens, 1994 e Kimmins, 1997). Essa propriedade adicionalmente incorpora fitoestabilidade ao ecossistema *sensu* Tricart (1977).

A magnitude dos valores do fluxo da matriz biogeoquímica foi inferior àquela determinada na região em ecossistemas com baixo nível de transformação antrópica (Pires, 1978). Esses ecossistemas evoluíram para ecossistemas sucessionais remanescentes de exploração seletiva e agricultura itinerante nos domínios dos oxissolos de tabuleiros costeiros e interfluviais na Amazônia oriental.

O fluxo da matriz biogeoquímica para a liteira manteve os processos cíclicos funcionais e os mecanismos de retroalimentação que favoreceram a sustentação desses processos (Odum, 1971). O fluxo mensal da matéria orgânica (matriz biogeoquímica) ocorreu com magnitude diferenciada seguindo uma tendência quantitativa da variação do regime hidrológico monomodal (Klinge et al. 1990). Essa característica evidenciou a diminuição do fluxo da matriz biogeoquímica para a liteira no período chuvoso, de janeiro a maio, e o maior fluxo no período seco de junho a dezembro (Figura 3.2).

No período mais seco, de junho a dezembro de 1997, os fluxos da matriz biogeoquímica deposicional não foram elevados pela resposta ecofisiológica devido à variação hidroperiódica. Supõe-se que algum outro mecanismo compensatório, que não a deiscência foliar, deva ter provocado esta diminuição do fluxo (Figura 3.2). Esse fenômeno foi constatado e explicado por Alvim & Alvim (1978) em ecossistemas sucessionais de floresta no sul da Bahia, nordeste do Brasil.

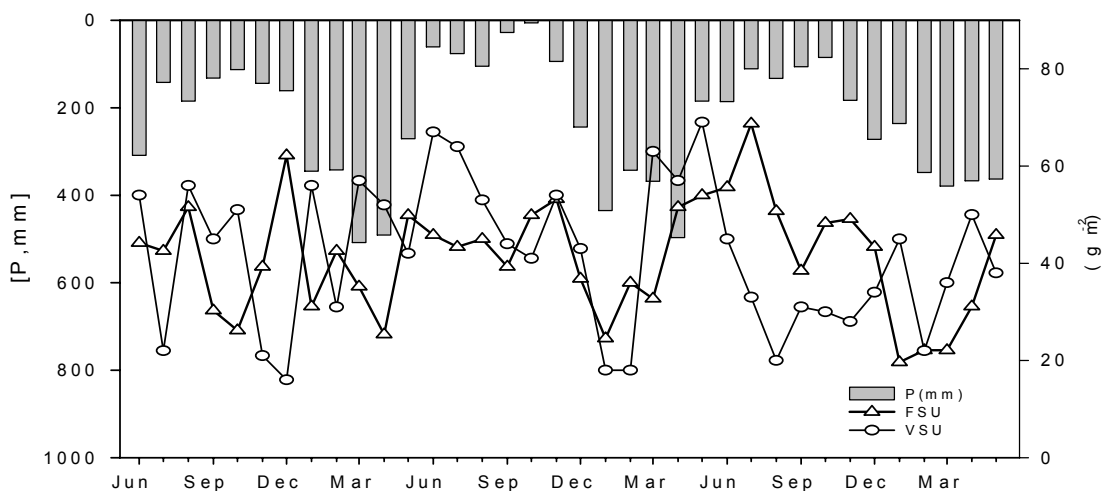


Figura 3.2 Variação mensal do regime pluviométrico e do fluxo da matriz biogeoquímica na liteira foliar do ecossistema de floresta sucessional (FSU), e da *Virola surinamensis* (VSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica no estuário guajarino, Amazônia oriental (Jun/1996-Jun/1999).

### 3.4.2 Fluxo dos elementos químicos

Os modelos dos fluxos temporais de K no FSU foram significativamente superiores ( $p > 0,001$ ) ao ecossistema VSU. Atribui-se esse resultado a hipótese do efeito da maior diversidade estrutural (ecossistema poliestratificado) que contribui para o enriquecimento desse elemento químico altamente móvel, maior que num ecossistema monoestratificado de *Virola surinamensis* (Kimmins, 1997).

No ecossistema VSU o fluxo médio anual de K na matriz biogeoquímica da liteira total (LT) foi de  $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de 6 a  $29,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  significativamente menor ( $p < 0,001$ ) do que os valores do ecossistema FSU, com média de  $25,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de 11,8 a  $55,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 3.2). Esses resultados foram consistentes com ecossistemas na região (Klinge & Rodrigues, 1968; Klinge, 1977 e Dantas & Phillipson, 1989).

O ecossistema VSU apresentou resultados maiores que os estudos desenvolvidos em sítios oligotróficos e com espécies nativas (Luizão, 1995 e Correa et al. 1997). Esses valores

de fluxos de K são indicadores do pleno funcionamento do ciclo biogeoquímico nos ecossistemas estudados nos locais de oligotrofia do nutriente (Tabela 3.3).

Tabela 3.2 Resultados analíticos comparativos das variáveis intensivas (concentrações) de elementos químicos (ppm) e extensivas (armazenagem  $\text{kg ha}^{-1}$ ) na matriz biogeoquímica da liteira total (LT) dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e de floresta sucessional (FSU) de tabuleiros costeiros.

Variável	VSU	FSU
	(ppm)	(ppm)
K	4425,61 b	4491,47 a
Ca	15390,45 a	13815,58 b
Mg	3642,85 a	2969,96 b
Mn	62,68 b	123,92 a
Fe	77,21 a	27,29 b
Cu	43,35 a	45,75 a
Zn	41,00 a	39,38 a

Variável	VSU	FSU
	( $\text{kg ha}^{-1}$ )	( $\text{kg ha}^{-1}$ )
K	18,48 b	25,56 a
Ca	57,96 a	58,08 a
Mg	13,08 a	13,80 a
Mn	0,21 b	0,50 a
Fe	0,30 a	0,15 b
Cu	0,12 a	0,17 a
Zn	0,12 a	0,15 b

Tabela 3.3 Resultados comparativos de estimativas de fluxo de matriz biogeoquímica (BGQ) para a liteira ( $\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) e fluxo de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn ( $\text{Kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) na matriz biogeoquímica da liteira total em diferentes ecossistemas de florestas tropicais naturais e plantados.

Ecossistema / Local	BGQ	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Autor
	( $\text{Mg ha}^{-1}$ )								
Ecossistema de Floresta Madura Amazônia	8,0	28,00	115,00	15,90					Dantas & Phillipson, 1989
Ecossistema de Floresta Sucessional Jovem Amazônia	5,0	37,00	106,00	12,60					Dantas & Phillipson, 1989
Ecossistema de Floresta Tropical Mocambo, Belém, Amazônia	9,9	17,00	32,80	26,80					Klinge, 1977
Ecossistema de Floresta Tropical Manaus, Amazônia	7,9	13,40	17,90	13,80	0,70	1,20	0,02	0,08	Klinge & Rodrigues, 1963
Ecossistema de Floresta Tropical Manaus, Amazônia	5,3	9,40	14,20	9,10	0,86	1,14	0,03	0,13	Luizão, 1995
Ecossistema de Floresta de Campina Manaus, Amazônia	4,1	5,80	14,30	7,50	0,37	0,73	0,10	0,11	Luizão, 1995
Ecossistema de Campinarana Manaus, Amazônia	5,3	5,60	21,40	6,70	0,27	0,57	0,02	0,09	Luizão, 1995
Ecossistema de Floresta Tropical Maracá, Amazônia	9,3	48,50	63,70	23,80					Scott et al. 1992
Ecossistema de Floresta Sucessional Guatemala (1ano)	4,6	11,00	71,00	40,00					Ewell, 1976
Ecossistema de Floresta Sucessional Guatemala (3 anos)	5,8	17,00	81,00	53,00					Ewell, 1976
Ecossistema de Floresta Sucessional Guatemala (4 anos)	6,1	11,00	40,00	50,00					Ewell, 1976
Ecossistema Floresta Sucessional Guatemala (5 anos)	6,5	12,00	56,00	55,00					Ewell, 1976
Ecossistema Floresta Sucessional Guatemala (6 anos)	8,0	20,00	151,00	35,00					Ewell, 1976
Ecossistema de Floresta Sucessional Guatemala (9 anos)	8,0	12,00	55,00	94,00					Ewell, 1976
Ecossistema de Floresta Sucessional Guatemala (14 anos)	10,0	24,00	212,00	35,00					Ewell, 1976
Ecossistema de <i>Tapirira guianensis</i> Amazônia	4,8	9,30	93,60	12,90					Correa et al. 1997
Ecossistema de <i>Eucalyptus citriodora</i> Amazônia	2,6	3,70	17,60	3,20					Correa et al. 1997
Ecossistema de Floresta Tropical Guiana Inglesa (Guyana)	5,3	16,20	55,00	12,50					Brouwer, 1996
Ecossistema Floresta Sucessional (35 anos) Amazônia	7,9	25,60	58,10	13,10	0,55	0,13	0,17	0,18	Este estudo
Ecossistema de <i>Virola surinamensis</i> (30 anos) Amazônia	6,3	18,00	58,00	13,10	0,24	0,30	0,12	0,15	Este estudo

O fluxo anual de Ca foi de 58 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no VSU, variando de 23,4 a 94,2 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, igual ( $p > 0,05$ ) ao fluxo do cátion no FSU com resultado médio de 58,1 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, variando de 9,6 a 116 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Tabela 3.2). Os padrões de fluxos de Ca ocorreram com valores compatíveis ou consistentes com outros ecossistemas estudados (Ewel, 1976; Dantas & Phillipson, 1989; Brouwer, 1996 e Correa et al. 1997).

Os fluxos mensais de Ca entre os ecossistemas estudados não apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), apoiando a teoria da baixa mobilidade do elemento na matriz bioquímica, acompanhando os valores de fluxos já relatados e constatados por Stark (1970); Kramer & Koslowski (1979); Golley et al. (1980); Folster & Grimm (1995) e Ferraz et al. (1997).

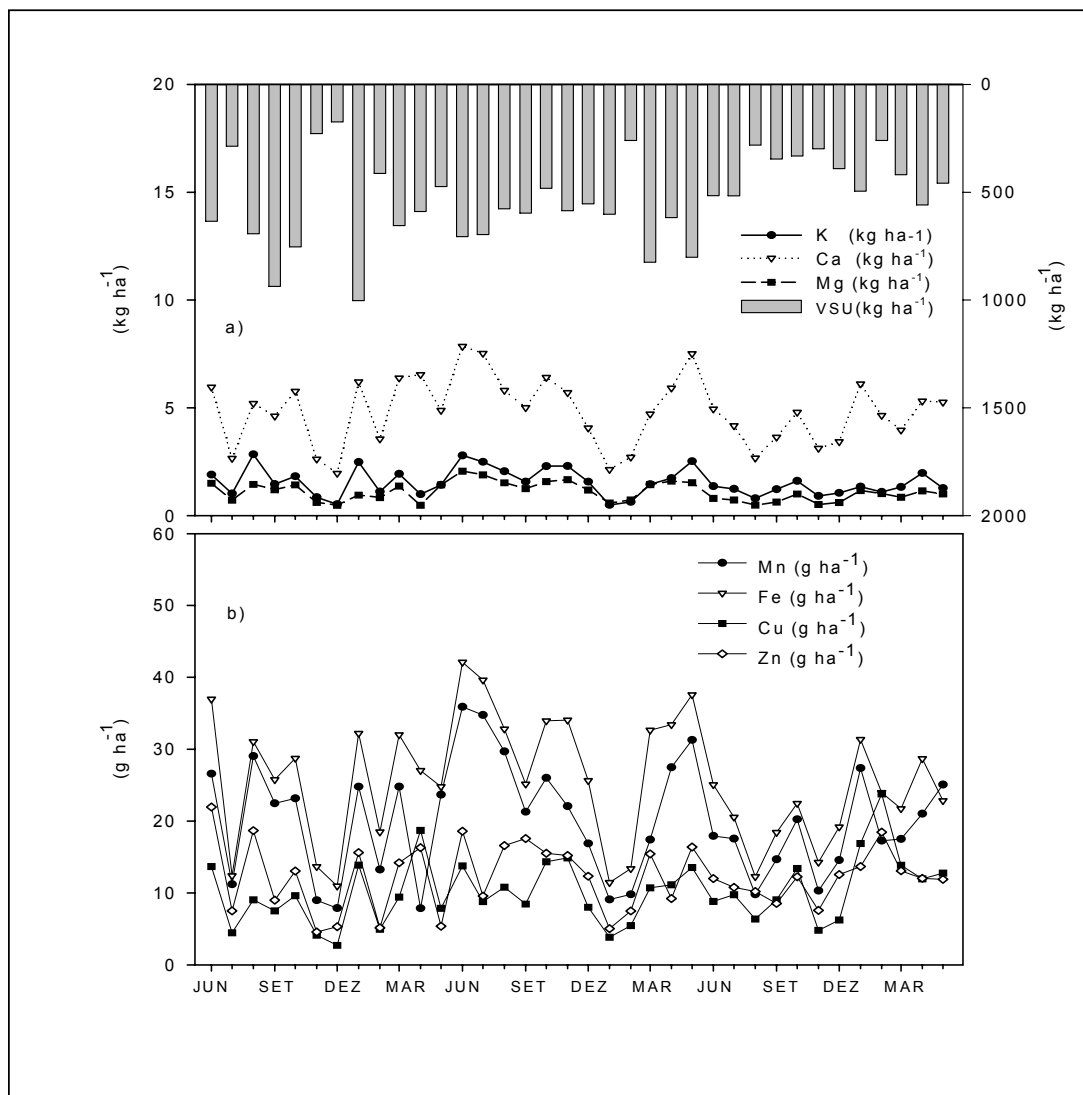
Os fluxos mensais de Ca nos ecossistemas foram mais elevados em relação aos outros cátions (Figura 3.3 e 3.4), devido à baixa mobilidade desse cátion na matriz bioquímica (Kramer & Kozlowski, 1979 e Mengel et al. 2001). O Ca, como elemento químico estrutural, estabelece depósitos de oxalatos, carbonatos e fosfatos de cálcio nos vacúolos e nas paredes celulares como grupos carboxílicos livres e pectinas (Mengel et al. 2001). Esse fenômeno enriquece o componente com Ca no ciclo biogeoquímico (Tabela 3.2).

Na Amazônia oriental, em latossolos, o ecossistema de *Tapirira guianensis* ocorreu com fluxo de Ca cerca de 38% maior que o de *Virola surinamensis*. Comparativamente com o ecossistema de *Eucalyptus citriodora*, o VSU foi 71% mais rico no fluxo de Ca na matriz biogeoquímica na liteira total (Tabela 3.3). Esse resultado evidencia o excelente desempenho do ecossistema VSU como determinante do ciclo biogeoquímico desse cátion.

Os maiores fluxos do Ca na matriz biogeoquímica foliar e lenhosa nos ecossistemas estudados ocorreram em virtude dos sítios preferenciais de depósito desse cátion na folha e casca (Larcher, 1975). Constatações em espécies arbóreas na Amazônia e outras regiões corroboram esses resultados (Stark, 1970; Kramer & Kozlowski, 1979; Golley et al. 1980; Folster & Grimm, 1995 e Ferraz et al. 1997).



O fluxo do Mg no VSU ocorreu com valor médio de  $13,08 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $5,8$  a  $24,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , sendo estatisticamente igual ( $p > 0,05$ ) ao do FSU com valor médio de  $13,00 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $3,0$  a  $24,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Esse resultado reflete o efeito da maior ( $p < 0,001$ ) concentração desse cátion no VSU em relação ao FSU que, por sua vez, possui maior ( $p < 0,001$ ) fluxo na matriz biogeoquímica (Tabela 3.2).



ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU), K, Ca, e Mg ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) e b) Mn, Fe, Cu e Zn ( $\text{g ha}^{-1}$ ) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica no estuário guajarino, Amazônia oriental (Jun/1996-Jun/1999).

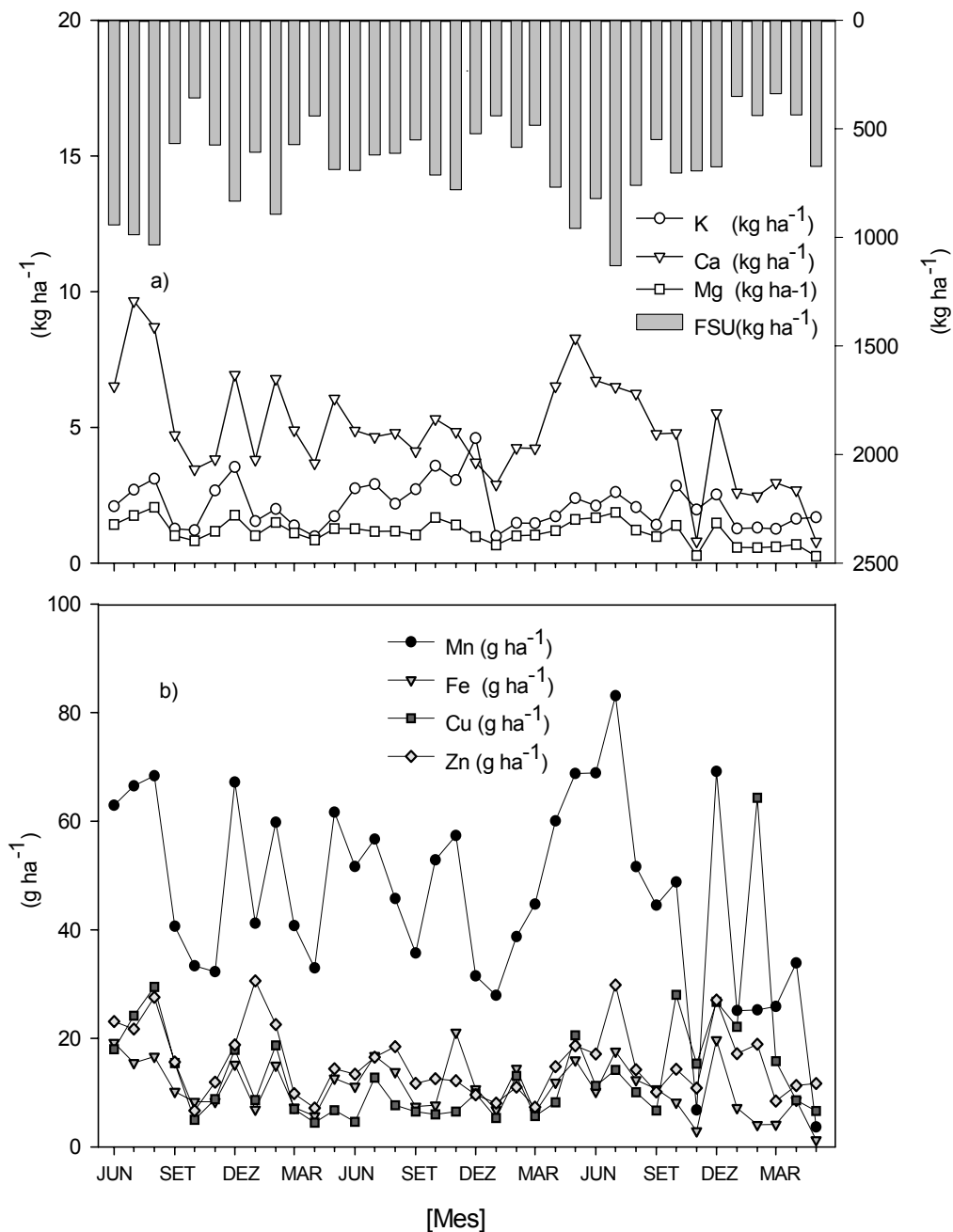


Figura 3.4 Fluxo mensal a) matriz biogeoquímica na liteira foliar do ecossistema de floresta sucessional (FSU), K, Ca, e Mg ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) e b) Mn, Fe, Cu e Zn ( $\text{g ha}^{-1}$ ) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica no estuário guajarinó, Amazônia oriental (Jun/1996-Jun/1999).

O fluxo do Mn no ecossistema FSU ocorreu com valor médio de  $0,50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,04$  a  $0,99 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , maior ( $p < 0,001$ ) que o fluxo médio do Mn no VSU, com valores de  $0,21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,09$  a  $0,42 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 3.2). Os valores de fluxo do Mn nos ecossistemas foram consistentes com os resultados desses processos em ecossistemas similares na Amazônia (Luizão, 1995).

Os fluxos temporais de Mn, na matriz biogeoquímica para a liteira no ecossistema de floresta sucessional foram significativamente maiores ( $p < 0,05$ ) do que no ecossistema de *Virola surinamensis*. Esse cátion tem mobilidade intermediária na matriz bioquímica, com local de acumulação preferencial na folha (Larcher, 1975), o que explica em parte, a aderência do elemento ao fluxo da matriz biogeoquímica no FSU (Figuras 3.3 e 3.4).

No ecossistema VSU o fluxo do Fe foi maior ( $p < 0,001$ ), com valor médio de  $0,30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,12$  a  $0,50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . No FSU o valor foi de  $0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,01$  a  $0,26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 3.2). Os valores do fluxo de Fe nos ecossistemas VSU e FSU ocorreram abaixo dos valores constatados na Amazônia ocidental (Golley et al. 1980).

O fluxo do Fe no VSU ocorreu com superioridade em relação ao FSU, tanto na propriedade intensiva, como extensiva.(Tabela 3.2). Esses resultados indicam controle pela matriz biogeoquímica (biogênico) do ecossistema VSU, em relação ao FSU. Outro aspecto a ser considerado é o controle biogênico do fluxo de Fe pela *Virola surinamensis*, o qual indica a chance dessa espécie ser acumuladora desse cátion (Tabela 3.2).

O fluxo mensal de Fe na matriz biogeoquímica da liteira foi significativamente maior no ecossistema de *Virola surinamensis* ( $p < 0,05$ ) em relação ao ecossistema da floresta sucessional (Figura 3.3 e 3.4). Explica-se a maior transferência de Fe através do VSU, embora menor em fluxo desta matriz na liteira, pela influência da concentração significativamente maior ( $p < 0,05$ ) do elemento na folha da *Virola* (Larcher, 1975).

Em relação ao ecossistema de floresta sucessional, Golley et al. (1980) e Neves (1999), constataram altas concentrações de Fe com predominância na fração foliar e lenhosa das árvores na Amazônia ocidental. Logo, conclui-se que nessa província biogeoquímica esse germoplasma poderá ser acumulador de Fe como característica genotípicamente dominante

(Barnes et al. 1998). Esse fenômeno pode ser um aspecto chave no ciclo bioquímico e biogeoquímico desse cátion na área de ocorrência dessa matriz bioquímica.

O fluxo do Cu no VSU alcançou o valor de  $0,12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,03$  a  $0,29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , igual ao do FSU ( $p > 0,05$ ) com valor médio de  $0,17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,05$  a  $0,77 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 3.2). Os fluxos de Cu entre os ecossistemas VSU e FSU foram iguais. Esse fenômeno implica na ausência do controle biogênico da matriz biogeoquímica no contexto interpopulacional.

O fluxo temporal do Cu foi similar ( $p > 0,05$ ) nos dois ecossistemas estudados (Figuras 3.3 e 3.4). Esse resultado possui explicação pela natureza da baixa mobilidade do cátion (Kramer & Kozlowski, 1979), e apoiado pela acumulação preferencial no componente lenhoso da vegetação (Larcher, 1975).

A análise comparativa do fluxo temporal do Cu evidencia que o ecossistema FSU indica o controle biogeoquímico desse cátion, assumindo-se que a matriz composta teve maior efeito quantitativo para controlar esse fenômeno (Figura 3.3 e 3.4).

Os valores do Zn no FSU ocorreram com média de  $0,15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,08$  a  $0,37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , similar ( $p > 0,05$ ) ao VSU com média de  $0,12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , variando de  $0,05$  a  $0,26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 3.2). Esse fenômeno indicou o controle biogênico da matriz biogeoquímica da liteira na *Virola surinamensis* em relação à matriz composta da floresta sucessional (Figura 3.3 e 3.4). Esses valores dos fluxos de Zn dos ecossistemas VSU e FSU foram compatíveis com os resultados encontrados em ecossistemas florestais na Amazônia central (Luizão, 1995).

### 3.4.3 Eficiência no uso de elementos químicos

O ecossistema de floresta sucessional foi mais eficiente ( $p < 0,05$ ) no uso dos elementos Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn na produção de massa seca da matriz biogeoquímica por unidade de elemento químico absorvido do que o VSU. O potássio (K) foi similar ( $p > 0,05$ ) nessa propriedade entre os ecossistemas. (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 Resultados analíticos comparativos dos valores da eficiência de utilização dos elementos (EUE) da matriz biogeoquímica deposicional dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e de floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. [Valores seguidos de mesma letra nas colunas não diferem significativamente ( $p > 0,05$ ) pelo teste t, e seguidas por letras desiguais diferem significativamente pelo testes Mann-Whitney ( $p < 0,001$ )].

Ecossistema	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn
FSU	291,24 a	122,62 a	492,60 a	13390,90 a	52531,86 a	97818,87 a	55496,56 a
VSU	314,42 a	98,66 b	418,01 b	25889,89 b	18461,34 b	61575,17 b	42946,26 b

Os taxa dominantes (Tabelas 2.5 e 2.6), associados as 103 espécies no ecossistema de floresta sucessional, representaram um sistema biológico eficiente, com baixo custo de produção de fitomassa seca por unidade de elemento químico (Vitousek, 1982). Os elevados valores de eficiência no uso de elementos químicos (EUE) indicam que as espécies estão adaptadas ao estresse nutricional do ambiente. Esses resultados têm suporte nas constatações de Chapin (1980).

### 3.5 CONCLUSÕES

Estas conclusões foram elaboradas considerando-se o período de medições de junho/1996 a maio/1999 para o estudo do processo de fluxo da matriz biogeoquímica ou liteira e elementos químicos, nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional remanescente de tabuleiros costeiros (FSU):

a) O maior fluxo da matriz biogeoquímica ou liteira total ocorreu no ecossistema de floresta sucessional, com controle biogênico evidenciado pela diversidade estrutural e funcional, ao contrário do ecossistema de *Virola surinamensis*, no qual essa propriedade foi de menor expressividade;

b) Os fluxos mensais de K foram superiores no ecossistema sucessional, admite-se que devido a maior diversidade estrutural do ecossistema sucessional em relação ao ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU);

c) Os fluxos mensais de Ca foram similares em ambos os ecossistemas (VSU e FSU) devido sua baixa mobilidade na matriz bioquímica. Igualmente o Mg ocorreu com fluxos iguais nos ecossistemas, apenas com uma substancial diferença de magnitude em relação ao Ca;

d) Os fluxos mensais do Mn foram maiores no ecossistema de floresta sucessional (FSU) do que no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU). Esse fenômeno reflete o efeito da maior diversidade florística no aumento dessa propriedade extensiva;

e) As feições dos fluxos temporais do Cu e Zn foram semelhantes nos ecossistemas estudados, o que é explicado pela mobilidade intermediária desses cátions na matriz bioquímica, associado à maior concentração na fração lenhosa de menor fluxo e indistinta variação estacional;

f) O ecossistema sucessional de floresta de tabuleiros costeiros (FSU) foi mais eficiente no uso de elementos (EUE) para Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn, exceto para o K que ocorreu com eficiência similar em ambos os ecossistemas. Os elevados valores de eficiência no uso de elementos (EUE) indicam adaptação das espécies no ambiente oligotrófico.

## REFERÊNCIAS

- ALVIM, P.T. & ALVIM, R. 1978. Relation of the climate to growth periodicity in tropical trees. P. In: Tomlinson, B. & M. H. Zimmermann (Eds). **Tropical trees as living systems**. Cambridge. Cambridge University Press. p- 445-464.
- BARNES, B.V.; ZAK, D.R.; DENTON, S. R; SPURR, S. H. 1998. **Forest ecology**. New York. John Wiley & Sons. 754p.
- BASHKIN, V. N. 2002. **Modern Biogeochemistry**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.
- BEMERGUY, R.L.; COSTA, R.B. S.; HASUÍ, Y; BORGES, M. S.; SOARES Jr, A. V. 2002. Structural geomorphology of the brazilian Amazon region.. In: KLEIN, E. L., VASQUEZ, M. L. & ROSA-COSTA, L. T. da. **Contribuições à geologia da Amazônia** Belém. Sociedade Brasileira de Geologia-Núcleo Norte (SBG-NO). V.3. p-4-13
- BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1994. **Pattern and Process in a Forested Ecosystem**. New York. Springer Verlag. 233p.
- BROUWER, L. C. 1996 **Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest: a study in Guyana**. Utrecht, Tropenbos Guyana .224 p. ( Tropenbos Guyana Series 1)
- BROWN, S. & LUGO, A.E. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology** 6: 1-32.
- CAIN, S.A.; CASTRO, G.M; PIRES, J. M.; SILVA, N. L. 1956. Application of some phytosociological techniques to brazilian rain forest. **Amer. J. Botany**: 911-941.
- CHAPIN, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. **Ann. Rev. Ecol. Syst** 11: 233-260.
- CORREA, C.A; DIAS, A.C.C.P. OLIVEIRA, F. de A. 1997. Fluxo de liteira e teores de nutrientes de *Tapirira guianensis* Aubl na Amazônia Oriental. **Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará**(27): 89-103.
- DANTAS, M. & PHILLIPSON, J. 1989. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian "terra firme"rain forest. **Journal of Tropical Ecology**(5): 27-36.
- EWEL, J.J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest sucession in eastern Guatemala. **The Journal of Ecology** 64(1): 293-308.
- FERRAZ, J.; HIGUCHI, N., SANTOS, J; BIOT, Y.; MARQUES, F.; BAKER, K.; BAKER, R.; HUNTER, I.; PROCTOR, J. 1997. Distribuição de nutrientes nas árvores e exportação de nutrientes pela exploração seletiva de madeira. In: HIGUCHI, N.; ANTONY, L.; LUIZÃO, F. & LUIZÃO, R **Projeto Bionte**: Biomassa e nutrientes florestais. .Manaus, MCT/INPA/DFID. p- 134-149

- FOLSTER, H. & GRIMM, U. 1995. **Investigations concerning the sustainable land use by forest plantations**. Frankfurt, IBAMA/BMFT. 43p.
- GLANTZ, S.A. 1997. **Primer of biostatistics**. New York, McGraw-Hill. 166p.
- GOLLEY, F.B.; YANTKO, J., YANTKO, J.; RICHARDSON, T.; KLINGE, H. 1980. Biogeochemistry of tropical forests: 1. The frequency distribution and mean concentration of selected elements in a forest near Manaus. Brazil. **Tropical Ecology** 21(1): 59 -70.
- KIMMINS, H. 1997. **Balancing Act. Environmental issues in forestry**. Vancouver. Univ of British Columbia Press. 188p.
- KLINGE, H. 1977. Fine litter production and nutrient return to the soil in three natural forest stands of eastern Amazonia. **GeoEcoTrop** 1: 159 -167.
- KLINGE, H. & RODRIGUES, W.A. 1968. Litter production in an area of Amazonian terra firme forest. Part I: Litterfall, organic carbon and total nitrogen contents in litter. **Amazoniana** 1: 287-302
- KLINGE, H.; JUNK, W.J., REVILLA, C. J. 1990. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. **Forest Ecology & Management**(33/34): 81-101.
- KRAMER, P. & KOZLOWSKI, T.T. 1979. **Physiology of Woody Plants**. New York, Academic Press. 811p.
- LARCHER, W. 1975. **Physiological Plant Ecology**. Berlin. Springer-Verlag. 502p.
- LICHT, O.A.B. 1995. **Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Porto Alegre. Serviço Geológico do Brasil. 255p. CPRM.
- LUGO, A. E.; CUEVAS, E.; SANCHEZ, M. 1990. Nutrients and mass in litter and top soil of ten tropical tree plantations. **Plant and Soil** 125: 263-280.
- LUIZÃO, F.J. 1995. **Ecological Studies in contrasting forest types in central Amazonia**. Stirling. University of Stirling. 298 p.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E.A.; KOSEGARTEN, H.; APPEL, T. 2001. **Principles of plant nutrition**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers. 849p.
- MIYAZAWA, M. 1999. Análises químicas de tecido vegetal. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. F. C. d. O. Silva. Brasília. EMBRAPA. p.173-223.
- NEVES, E.J.M.V. 1999. **Biomassa e acúmulo de nutrientes nos diferentes compartimentos de *Ceiba pentandra* L e *Virola surinamensis* Rol plantadas na Amazônia ocidental brasileira**. Curitiba. Universidade Federal do Paraná (UFPR). 189p. (Tese de doutoramento).
- ODUM, E.P. 1971. **Fundamentals of Ecology**. Philadelphia. W B Saunders Company. 574p.



PINHEIRO, R.V.L. 1987. **Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário do Guajará**. Belém. Universidade Federal do Pará (Tese de mestrado). 155 p.

PIRES, J.M. 1978. The forest ecosystems of the Brazilian Amazon: description, functioning and research needs. In: UNESCO. **Tropical forest ecosystems: a state-of-knowledge report**. Paris. UNESCO/UNEP/FAO. p -607-627

PROCTOR, J. 1984. Tropical Forest Litterfall I: Problems of data comparison. In: Sutton, A & Chadwick, C. **Tropical Rain Forest: the Leeds symposium**. Leeds. Leeds Philos. Nat. Hist Soc. p- 83-113.

ROTHERY, E. 1986. **Operation manual SpetrAA-300**. Melbourne. Varian Australia Pty LTD. 180p.

STARK, N.M. 1970. Nutrient Cycling: I. Nutrient Distribution in Some Amazonian Soils. **Tropical Ecology** 12(1): 24-50.

TRICART, J. 1977. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro. SUPREN. 88p.

VIEIRA, I. C. G. 1996. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia**. Stirling, University of Stirling. 210 p. (Tese de doutoramento).

VINOGRADOV, A.P. 1964. Provinces Bioéochimiques et leur rôle dans l'évolutions organique. **International Monograph Earth Science**. 15: 317-337.

VITOUSEK, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **The American Naturalist** 119(4): 553-572.

VITOUSEK, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology** 65(1): 285-298.

VITOUSEK, P. M. & SANFORD Jr, R. L. 1986. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst** 17: 137-167.

WARING, R.H. & SCHLESINGER, W.H. 1985. **Forest Ecosystems: concepts and management**. San Diego. Academic Press. 455p.

ZAR, J. H. 1984. **Biostatistical Analysis**. New Jersey. Prentice-Hall. 530p.

#### **4 BIOGEOQUÍMICA DA LITEIRA NOS ECOSISTEMAS DE *Virola surinamensis* E DE FLORESTA SUCESSIONAL NA REGIÃO DOS TABULEIROS COSTEIROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

##### **RESUMO**

O estudo da biogeoquímica da liteira em ecossistemas de floresta sucessional (FSU) e de *Virola surinamensis* (VSU) na região dos tabuleiros costeiros, estuário guajarino, na Amazônia oriental, evidenciou que o ecossistema FSU ocorreu com maior magnitude ( $p < 0,001$ ) na função de acumulação da matriz biogeoquímica e elementos químicos do que o VSU. Os resultados da acumulação da liteira foram  $10,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $5,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  nos ecossistemas de floresta sucessional e *Virola surinamensis*, respectivamente. A liteira ocorreu com espessura similar entre os ecossistemas ( $p > 0,05$ ). A densidade global foi maior ( $p < 0,001$ ) no FSU e a capacidade de armazenamento de água foi similar ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas. A semelhança na regulação do processo hidrológico indica reabilitação funcional do ecossistema de *Virola surinamensis* em comparação ao ecossistema sucessional de floresta. O armazenamento de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Fe na liteira do ecossistema de floresta sucessional foi significativamente maior ( $p < 0,001$ ) do que no ecossistema de *Virola surinamensis*. O tempo de residência da matriz biogeoquímica e dos cátions K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn na liteira foi maior ( $p < 0,001$ ) no ecossistema FSU do que no VSU. A maior conservação de recursos minerais (nutrientes), e o maior tempo de residência desses elementos químicos na liteira do FSU ocorreram por conta dos moduladores abióticos (estruturais) e bióticos (funcionais) explicados pela maior diversidade florística.

**PALAVRAS-CHAVE:** Liteira, capacidade de armazenamento de água, estoque de cátions, metais pesados, tempo de residência, *Virola surinamensis*, ecossistema sucessional, Amazônia oriental.

#### 4 FOREST FLOOR BIOGEOCHEMISTRY OF *Viola surinamensis* AND SUCCESSIONAL FOREST ECOSYSTEMS IN THE COASTAL TABLELAND REGION OF EASTERN AMAZONIA

##### ABSTRACT

The forest floor biogeochemistry study of a successional forest ecosystem (FSU) and *Viola surinamensis* ecosystem (VSU) in the coastal tableland of lower Benfica River in eastern Amazonia showed that accumulation of the forest floor biogeochemical matrix and cations, such as K, Ca, Mg, Mn, Cu, and Zn, were significantly ( $p < 0,001$ ) higher on the FSU forest floor than in the VSU. Forest floor accumulation was  $10,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  and  $5,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  for the FSU and VSU, respectively. The thickness was not significantly ( $p > 0,05$ ) different between ecosystems. The bulk density was significantly greater ( $p > 0,001$ ) in the FSU than in the VSU, and the water holding capacity was not significantly ( $p > 0,05$ ) different between ecosystems. The regulation of forest floor storage hydrologic processes is evidence of the functional rehabilitation of the pure stand forest ecosystem (VSU), in comparison with the successional forest ecosystem (FSU). The mean residence times of the forest floor biogeochemical matrix and K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu and Zn were higher ( $p < 0,001$ ) in the FSU than in the VSU. The successional forest ecosystem was more conservative concerning the mineral resources (nutrients): the higher residence time of chemical elements studied in the successional forest floor was higher than in the *Viola surinamensis* ecosystem. This difference is due to the abiotic modulators (structural) and biotic (functional) supported by higher floristic diversity in the FSU.

**KEYWORDS:** forest floor, water holding capacity, exchange bases, heavy metals, mean residence time, *Viola surinamensis*, successional ecosystem; eastern Amazonia.

## 4.1 INTRODUÇÃO

A liteira corresponde à camada de material orgânico existente sobre o horizonte superficial do solo, originada a partir do fluxo deposicional da matriz biogeoquímica foliar, lenhosa e outras frações do componente florístico do ecossistema.

Esse componente é fundamental no ecossistema florestal devido à manutenção do sistema energético como reserva de matéria orgânica para a liteira e a subsequente utilização pelos heterótrofos como caminho do fluxo de energia. Em condições de ambientes variados, o acúmulo de liteira representa uma fração significativa da matéria orgânica total no desenvolvimento do ecossistema (Olson, 1963; Bormann & Likens, 1994). Além disso, a liteira tem papel importante nas propriedades hidrológicas dos ecossistemas (Plamondon, 1972; Hillman & Golding, 1981).

O papel da liteira como reserva de água e elementos químicos é importante como fator abiótico essencial ao desenvolvimento dos ecossistemas oligotróficos da Amazônia oriental (Jordan & Herrera, 1981). Esse fator controla a disponibilidade de nutrientes que produz a regulação biótica nos ecossistemas alterados, como parte de um complexo mecanismo de retroalimentação (Covington, 1976; Covington, 1981 e Bormann & Likens, 1994).

O processo acumulativo de liteira em ecossistemas depende das espécies e das condições ambientais (Mailly & Margolis, 1992). As generalizações de Olson (1963) e Rodin & Bazilevich (1967) sobre o aumento do processo acumulativo de liteira em ecossistemas mais distantes dos trópicos podem ser incorretas, visto que os resultados analíticos de Vogt et al. (1986) mostraram que a variabilidade dos ecossistemas pode alterar expectativas generalizantes de acumulação. Portanto, é importante que se conheça as espécies e as condições ambientais dos ecossistemas, assim como a interação entre esses elementos para o melhor entendimento da dinâmica de acumulação de liteira.

A liteira é um importante componente estrutural e funcional dos ecossistemas florestais do nordeste dos EUA (Bormann & Likens, 1994). Representa o maior compartimento de armazenamento da matéria orgânica e de elementos químicos e exerce importante papel na recuperação do ecossistema após alteração (Gosz et al. 1976).

Esse componente estrutural constitui um acúmulo de várias entradas (fitomassa da parte aérea e subterrânea, matéria orgânica particulada e solúvel no escoamento pelo tronco e precipitação interna) e saídas (decomposição da matéria orgânica com perda de íons para o solo mineral e por escoamento superficial) nos ecossistemas terrestres, onde mais de 90% da produção primária líquida retorna para a liteira como matéria orgânica morta (Swift et al. 1979).

Bormann & Likens (1994) constataram que a liteira funciona como suporte necessário ao desenvolvimento do ecossistema, isto é, faz parte do controle biótico do ciclo de elementos químicos. Reichle et al. (1975) desenvolveram idéia similar sobre a liteira, na qual a reconhecem como um reservatório de energia e de nutrientes com características generalizantes para todos os ecossistemas.

Comparando-se as fontes abióticas de elementos químicos (adição meteorológica e intemperismo da rocha), a mineralização da matriz biogeoquímica da liteira é uma das maiores e a mais importante fonte de nutrientes disponível (Gosz et al. 1976).

O processo de acumulação da liteira é muito rápido, principalmente nos estágios serais iniciais (Bray & Gorham, 1964 ; Pritchett, 1979 e Covington, 1981). Seu equilíbrio dinâmico ocorre quando os ecossistemas estão atingindo o clímax em termos de desenvolvimento sucessional. Os regimes de manipulação dos ecossistemas alteram a liteira e propiciam o crescimento da atividade biológica e, conseqüentemente, da taxa de oxidação da matéria orgânica, resultando na redução de liteira acumulada (Pritchett, 1979).

Na análise de ecossistemas, o tempo de residência da liteira e de elementos químicos, é uma propriedade importante que varia conforme os diferentes climas e domínios vegetacionais (Gosz et al. 1976; Vogt et al. 1983; Waring & Schlesinger, 1985 e Waring & Running, 1998).

Em regiões tropicais a liteira alcançou valores que variaram de 2 a 54 Mg ha<sup>-1</sup> (Vogt et al. 1986). Na região do baixo rio Guamá, Araujo & Lima (2000) relataram valores de liteira de 5,01 Mg ha<sup>-1</sup> em ecossistemas homogêneos de *Vouacapoua americana*; 2,0 Mg ha<sup>-1</sup> de *Aniba roseadora*; 3,8 Mg ha<sup>-1</sup> em área com *Hevea brasiliensis*; 3,6 Mg ha<sup>-1</sup> em área com *Theobroma grandiflorum* e *Hevea brasiliensis*; e 8,7 Mg ha<sup>-1</sup> em ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros costeiros. Na região do baixo rio Curuá-Una, no médio rio

Amazonas, em ambientes de tabuleiros, os valores encontrados em ecossistema de floresta sucessional foi de 7,2 Mg ha<sup>-1</sup>; *Pinus caribaea* de 11,0 Mg ha<sup>-1</sup>; *Carapa guianensis* de 10,2 Mg ha<sup>-1</sup>; *Euxylophora paraensis* de 7,7 Mg ha<sup>-1</sup>; *Dinizia excelsa* de 8,0 Mg ha<sup>-1</sup> (Smith et al. 1998). Esses valores são compatíveis com os ecossistemas de florestas tropicais, nos quais a taxa de decomposição é elevada, influenciando na taxa de acumulação da liteira.

Devido à ausência de estudos da função da liteira como componente estrutural decisivo no funcionamento dos ecossistemas sob diferentes regimes de uso na Amazônia, impõe-se a demanda da verificação do seguinte problema:

Qual a magnitude diferencial da contribuição em matéria orgânica e elementos químicos da matriz biogeoquímica da liteira no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) e no ecossistema sucessional de floresta (FSU)?

Na tentativa de explicação e entendimento das diferenças foi examinada a seguinte hipótese: se a liteira atua como componente estrutural para o estabelecimento de processos biogeoquímicos de armazenamento da matéria orgânica e elementos químicos, logo a eficiência dos processos cíclicos depende do estoque dos elementos na matriz biogeoquímica da liteira, o que pode ser explicado, em grande parte, pela natureza qualitativa e quantitativa diferencial desse componente.

Esse experimento analisa o papel estrutural e funcional desse componente, com o objetivo de estimar a magnitude quantitativa das propriedades físicas e químicas como: i) armazenamento da matriz biogeoquímica da liteira; ii) armazenamento de água; e iii) armazenamento de elementos químicos e tempo de residência da matriz biogeoquímica e dos cátions.

## 4.2 ÁREA DE ESTUDO

### 4.2.1 Ecossistemas

#### 4.2.1.1 Ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU)

O ecossistema VSU, nas nascentes do rio Ananí (1°18'14" S, 48°26'47" W), tem densidade de plantio de 400 árvores por ha<sup>-1</sup> em espaçamento 5 x 5 m, com 26 anos de idade. O incremento médio anual (IMA) foi de 1,4 cm em diâmetro, com 0,91 m em altura total,

volumétrico de  $4,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . O sub-bosque do VSU apresenta predominância de *Pariana campestris* (Poaceae) e pioneiras como *Tapirira guianensis* e *Vismia guianensis*.

#### 4.2.1.2 Ecossistema de Floresta sucessional (FSU)

O ecossistema FSU localiza-se ao norte do rio Ananí ( $1^{\circ}18'6'' \text{ S}$ ,  $48^{\circ}26'35'' \text{ W}$ ) e desenvolveu-se sob exploração seletiva de madeira que aconteceu até o início da década de 70. Esse ecossistema sucessional tem uma curva espécie-área que evidencia a tendência de estabilidade no tamanho amostral realizado, quando alcançou cerca de 109 espécies por hectare. Esse resultado é coerente com os valores de diversidade estrutural e funcional encontrados em pesquisas anteriores, na região estudada (Cain *et al.* 1956).

Esse ecossistema sucessional contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelos valores dos índices de Shannon (H) com valor 4, equabilidade com 0,85 e o índice Simpson com 0,03. Esses resultados são consistentes com ecossistemas de alta diversidade na região (Vieira, 1996).

#### 4.2.2 Geologia, geomorfologia e solos.

A geologia dominante na área experimental é de rochas sedimentares da formação Barreiras formadas por arenitos finos, siltitos, argilitos caulínicos e arenitos grosseiros pouco consolidados ou até friáveis (Pinheiro, 1987).

Geomorfologicamente encontra-se modelado de aplainamento do tipo pediplano conservado, com depósitos detríticos areno-argilosos, formando os tabuleiros costeiros de interflúvios no domínio morfotectônico bragantino (Bemerguy *et al.* 2002).

O solo do ecossistema de *Virola surinamensis* foi classificado como Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e o do ecossistema de floresta sucessional de tabuleiro costeiro como Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc). Esses sistemas possuem características pedoquímicas semelhantes (Tabela 2.1). Foram analisados os horizontes pedogenéticos com as características próprias desse sistema pedoquímico (Tabela 2.2 e 2.3).

#### 4.2.3 Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos naturais

A produção primária nos ecossistemas sucessionais de florestas de tabuleiros costeiros, em termos florísticos, possui predominância de 10 espécies e 10 famílias (Tabelas

2.5 e 2.6). Esses domínios vegetacionais estabeleceram a fitoestabilidade na região guajarina do baixo rio Benfica, o que implica numa substancial similaridade do metabolismo dos ecossistemas.

A existência de domínios florísticos apóia a adoção do conceito de província biogeoquímica, englobando as áreas experimentais numa mesma base de metabolismo de ecossistemas e processos biogeoquímicos similares (Vinogradov, 1964 e Bashkin, 2002). Esta concepção produz suporte necessário ao processo analítico comparativo utilizando-se a biogeoquímica dos ecossistemas.

Essas subpopulações naturais de espécies arbóreas constituem importantes matrizes fitogeoquímicas singenéticas ou epigenéticas biogênicas como componentes estruturais do modelo de dispersão dos elementos químicos (Vinogradov, 1964 e Licht, 1995).

A história do manejo na área de estudos foi caracterizada pela exploração madeireira seletiva dos ecossistemas de florestas remanescentes. Esta forma de uso dos recursos naturais modificou-se quando a EIDAI do Brasil Madeiras S.A. iniciou as atividades de silvicultura industrial para a produção madeireira, com plantios de espécies nativas, como *Virola surinamensis* e outras.

As famílias mais importantes encontradas na vegetação representam 53% da cobertura vegetal presente no ecossistema. Isso implica em que o fluxo de fitomassa tenha considerável dependência da fenologia dessas famílias. Dentre elas destacam-se as Cecropiaceae (IVI=11,75%); Lecythidaceae (8,20%); Mimosaceae (7,69%) e Burseraceae (7,61%) (Tabela 2.5).

Esse ecossistema contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelo elevado valor do índice de Shannon de  $H = 4,00$ ; equitabilidade ( $E = 0,85$ ) e Simpson com 0,03. Na subpopulação de espécies arbóreas as mais importantes foram: *Pouroma guianensis* com índice de valor de importância (IVI) de 27,41%, *Couratari oblongifolia* com 19,12%, *Fagara guianensis* com 9,65%, e *Symphonia globulifera* com 8,59%.



## 4.3 MÉTODOS

### 4.3.1 Procedimentos de campo

A amostragem foi realizada em malha regular, com faixa de bordadura de 10 m, numa área de 3.000 m<sup>2</sup>, contendo na malha central 48 quadrículas (5 m x 5 m). Nessa malha foram estabelecidos 4 blocos de 12 quadrículas. Em cada bloco foram coletadas 5 amostras da matriz biogeoquímica ou liteira deposicional no solo (LDs), usando-se amostrador com as dimensões de 0,25 m x 0,25 m x 0,08 m no centro de cada quadrícula (Figura 4.1).

Foram coletadas 5 amostras de forma aleatória em cada bloco com 12 quadrículas (5 m x 5 m). Nos 4 blocos com 48 quadrículas foram coletadas 20 amostras por ecossistema (Figura 4.1)

O amostrador da LDs possui dimensões de 25 x 25 cm, com 625 cm<sup>2</sup> de área e 8 cm de altura (espessura), com um volume de coleta de 5000 cm<sup>3</sup>. Esse equipamento permitiu proceder o corte do material orgânico da liteira até a superfície do solo mineral com auxílio de espátulas (Covington, 1976).

Ademais, foram evitadas áreas alteradas por algum tipo de mecanização, com drenagem imperfeita e clareiras no dossel. Ainda, para reduzir a extrema variação espacial da liteira, foram excluídas da amostragem: i) amostras com rochas, raízes ou material lenhoso (>5 cm de diâmetro) e; ii) amostras localizadas em árvores derrubadas ou depressões, para impedir superestimativa de resultados (Covington, 1976).

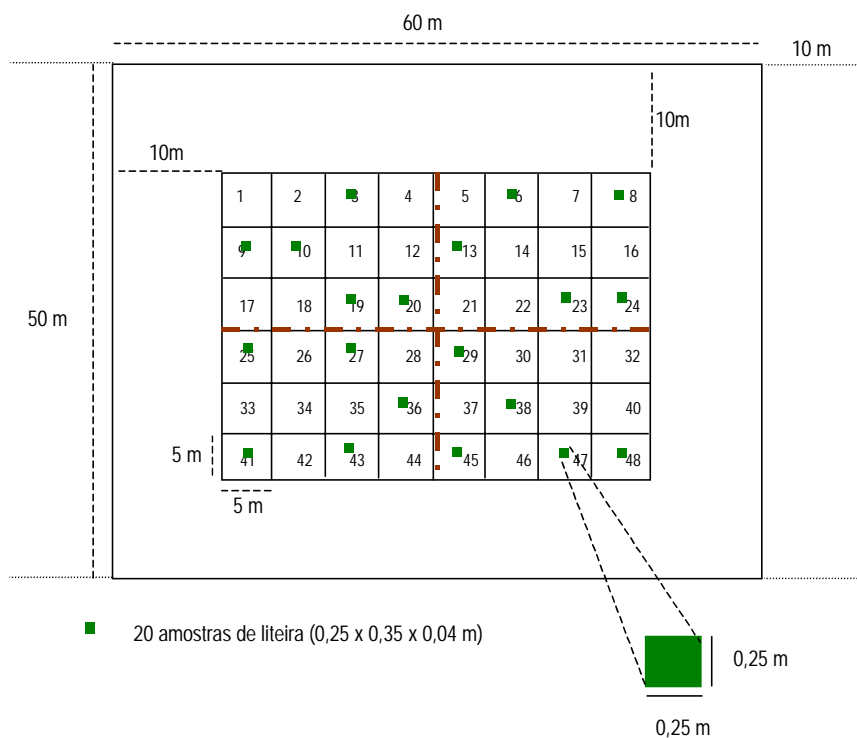


Figura 4.1 Esquema amostral das áreas experimentais com área de  $3000 \text{ m}^2$  ( $50 \text{ m} \times 60 \text{ m}$ ), bordadura de  $10 \text{ m}$ , e malha regular com 48 quadriculas de  $5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$ , com 20 amostras por área, com coletor de liteira de  $0,25 \text{ m} \times 0,25 \text{ m}$ .

A fitomassa deposicional em ecossistemas de florestas tropicais úmidas possui estruturalmente duas camadas distintas (Covington, 1976 e Martins & Cerri 1986). A primeira camada é superficial com 1 a 3 cm de espessura, com material deposicional não decomposto como folhas, galhos e fragmentos de casca e a segunda varia de 2 a 3 cm de espessura, rica em material em estado de fragmentação avançado e em contato com os horizontes minerais (Covington, 1981).

### 4.3.2 Determinações das variáveis físicas, químicas e temporais da liteira.

#### 4.3.2.1 Armazenamento, densidade global, armazenamento de água e espessura.

A determinação da fitomassa seca da liteira foi obtida por secagem em estufa durante 48 horas a 70 °C. A partir da área do amostrador padronizado (cf secção 4.2.1) obteve-se o armazenamento de fitomassa seca (g) na liteira por metro quadrado dos ecossistemas. Essa variável foi determinada com base na coleta de 20 amostras válidas e expressa em massa seca (g) por metro quadrado pela equação 4.1 (Hillman & Goulding, 1981).

$$AFD = \frac{\sum_{i=j}^n (Ms/S)}{n} \quad (4.1)$$

onde: AFD= armazenamento médio de fitomassa deposicional(g m<sup>-2</sup>); Ms= massa seca da matriz biogeoquímica de fluxo (g ); S= área do coletor (m<sup>-2</sup>); e n= número de amostras da subpopulação.

A densidade global da liteira foi determinada a partir de resultados analíticos de dados de massa úmida (g) e o volume da amostra (cm<sup>3</sup>) pela equação 4.2.

$$\sigma = \frac{Msl}{V} \quad (4.2)$$

onde:  $\sigma$ = densidade global (g cm<sup>-3</sup>); Msl= massa seca da matriz biogeoquímica da liteira (g); e V= volume (cm<sup>-3</sup>) do coletor segundo procedimentos da secção 4.2.1.

A capacidade de armazenamento de água da liteira ( $\theta$  g g<sup>-1</sup>) foi determinada pela equação 4.3. (Hillman & Goulding, 1981).

$$\theta = \frac{mu - ms}{ms} \quad (4.3)$$

onde  $\theta$  = capacidade de armazenamento de água da liteira expresso em massa de água armazenada por unidade de massa seca da liteira ( $\text{g H}_2\text{O/g}_{\text{lit}}$ );  $m_u$  = massa úmida de amostras válidas da liteira (g); e  $m_s$  = massa seca (g) de amostras válidas da liteira

A espessura da liteira foi determinada utilizando-se a altura do amostrador com 4 leituras por amostra, totalizando 80 leituras por área de 20 amostras cada e 160 leituras para os dois ecossistemas, conforme equação 4.4 (Hillman & Goulding, 1981).

$$\varepsilon = \frac{\sum_{i=j}^n Li}{n} \quad (4.4)$$

Onde:  $\varepsilon$  = estimativa da espessura (mm) da liteira;  $L_i$  = leitura da espessura em cada lado do amostrador (mm); e  $n$  = número de leituras por subparcelas.

4.3.2.2 Estimativa do tempo de residência da matriz biogeoquímica na liteira e elementos químicos.

O tempo de residência da matriz biogeoquímica na liteira (ano) foi expresso pela equação 4.5. Essa variável é importante na biogeoquímica por que auxilia na análise temporal do processo de decomposição da matriz fotoquímica da liteira (Gosz et al, 1976 e Schlesinger, 1997).

$$TR = \frac{Ms}{F} \quad (4.5)$$

onde:  $TR$  = tempo de residência (ano);  $Ms$  = massa seca da matriz biogeoquímica na liteira (g); e  $F$  = fluxo da matriz biogeoquímica para a liteira ( $\text{g m}^{-2} \text{mês}^{-1}$ ).

#### 4.3.2.3 Estimativa da concentração e estoque de elementos na matriz biogeoquímica

Os procedimentos de análise química no material vegetal foram implementados após a fase de preparação de amostras, secagem sob temperatura de 60 °C durante 24 horas e determinação da massa seca (g) com precisão de centésimos (0,01) e, finalmente, moagem em moinho tipo Wiley.

Os elementos K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn e Mn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica (AAS) com preparo de solução analítica pela digestão úmida (Silva, 1999).

A estimativa do estoque médio de elementos foi obtida através da multiplicação da concentração média (ppm) dos elementos pela estimativa da massa seca média da matriz biogeoquímica da liteira (g), conforme a equação 4.6.

$$AEQ = \frac{\sum_{i=1}^n C_i M_i}{N} \quad (4.6)$$

onde: AEQ= estimativa do armazenamento dos elementos químicos em (g m<sup>2</sup>); C<sub>i</sub>= estimativa da concentração (ppm) de amostras válidas; M<sub>i</sub>= estimativa da massa seca das amostras válidas da matriz biogeoquímica da liteira (g m<sup>-2</sup>), e N= número de amostras válidas.

#### 4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Nesse experimento foi adotado o delineamento de blocos casualizados com 4 blocos, 5 repetições por bloco e 2 ecossistemas (tratamento) na área experimental, totalizando 40 amostras (Figura 4.1). O modelo matemático do delineamento elaborado segue a equação 4.7.

$$y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + e_{ij} \quad (4.7)$$

onde: y<sub>ijk</sub>= variável de resposta da matriz biogeoquímica da liteira; μ= média da subpopulação de dados; α<sub>i</sub>= efeito dos tratamentos (ecossistemas); β<sub>j</sub>= efeito dos blocos; e e<sub>ij</sub>= erro experimental.

As diferenças entre as estimativas das medianas de armazenamento ( $\text{g m}^{-2}$ ) da matriz biogeoquímica (liteira), expressas pela massa seca e pela concentração e estoque de Mg, Ca, K, Mn, Fe, Cu e Zn da liteira, foram determinadas com métodos de múltipla comparação (MMC), uma vez que as distribuições foram não normais. Os resultados foram analisados com auxílio do programa SPSS Inc, 1997.

## 4.5 RESULTADOS & DISCUSSÃO

### 4.5.1 Armazenamento da matriz biogeoquímica na liteira

O armazenamento da matriz biogeoquímica na liteira ou acúmulo da liteira no ecossistema de floresta sucessional (FSU) foi significativamente superior ( $p < 0,001$ ) ao ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU), com médias de  $9,79 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $5,89 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente (Tabela 4.1 e Figura 4.2). Esses resultados foram coerentes com outros ecossistemas naturais e plantados na Amazônia oriental (Scott et al. 1992; Luizão, 1995 e Araujo & Lima, 2000).

No ecossistema FSU a magnitude da massa seca da matriz biogeoquímica foi significativamente maior ( $p < 0,001$ ) em relação ao VSU. As características físicas: espessura (cm), densidade global ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e capacidade de armazenamento da liteira ( $\text{g g}^{-1}$ ) foram significativamente iguais ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas (Tabela 4.1). Esses resultados evidenciam que o VSU, embora com menor diversidade florística em relação ao FSU, alcançou similaridade estrutural e funcional do componente.

A maior acumulação no ecossistema sucessional de floresta tem como fator determinante a diversidade florística, expressa pela variação nos processos fenológicos representados pelos vetores de fluxo da fitomassa deposicional para a liteira, a semelhança de resultados de vários autores (Ewel et al. 1981; Kimmins, 1997; Bormann & Likens, 1994; Naeem et al. 1994; Vitousek & Hooper, 1994 e Silver, Brown & Lugo, 1996). A liteira, como componente de manutenção da diversidade estrutural, constitui um substancial depósito de elementos químicos como recurso (Kimmins, 1997 e Bormann & Likens, 1994).

Este desempenho diferencial na acumulação da matriz biogeoquímica na liteira no FSU em relação ao VSU pode ser atribuído à diversidade do material deposicional que introduz substâncias inibidoras da atividade microbiana, promovendo a redução na decomposição (Alexander, 1977).

Tabela 4.1 Análise comparativa das propriedades físicas da liteira: i) armazenamento da massa seca da matriz biogeoquímica (BGQ) da liteira deposicional ( $\text{Mg ha}^{-2}$ ); ii) espessura (E, cm); iii) densidade global ( $d_g$ ,  $\text{g m}^{-3}$ ); iv) capacidade de armazenamento de água (AA, mm) nos ecossistemas da *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. [Valores seguidos com letras iguais nas colunas não diferem significativamente ( $p > 0,05$ ) pelo Teste t e valores seguidos por letras desiguais, diferem significativamente ( $p < 0,001$ ) pelo teste Mann-Whitney,  $n= 20$ ]

Ecossistemas	(BGQ)	Espessura	dg	Capacidade de Armazenamento de Água (mm)
		(cm)	( $\text{g m}^3$ )	
VSU	5,90 b	4,20 $\pm$ 0,2 a	0,01 a	1,77 a
FSU	10,30 a	4,70 $\pm$ 0,2 a	0,02 a	2,02 a

#### 4.5.2 Densidade global, armazenamento da água e espessura média da liteira.

A densidade global e o armazenamento de água na liteira foram similares ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas (Tabela 4.1 e Figura 4.2). Resultados coerentes com os estudados foram descritos por Hillman & Goulding (1981) para ecossistemas florestais em regiões temperadas.

Nos ecossistemas VSU e FSU a massa seca da matriz biogeoquímica na liteira (BGQ) foi positivamente correlacionada com a capacidade de armazenamento de água (AA), com  $r_s= 0,73$  e  $r_s= 0,93$ , respectivamente. A espessura da liteira (ESP) nesses ecossistemas ocorreu com correlação não significativa de  $r_s= 0,09$  e  $r_s= -0,07$  com AA (Tabela 4.2). Esses resultados foram consistentes com os estudos de liteira desenvolvido por Hillman & Goulding (1981).

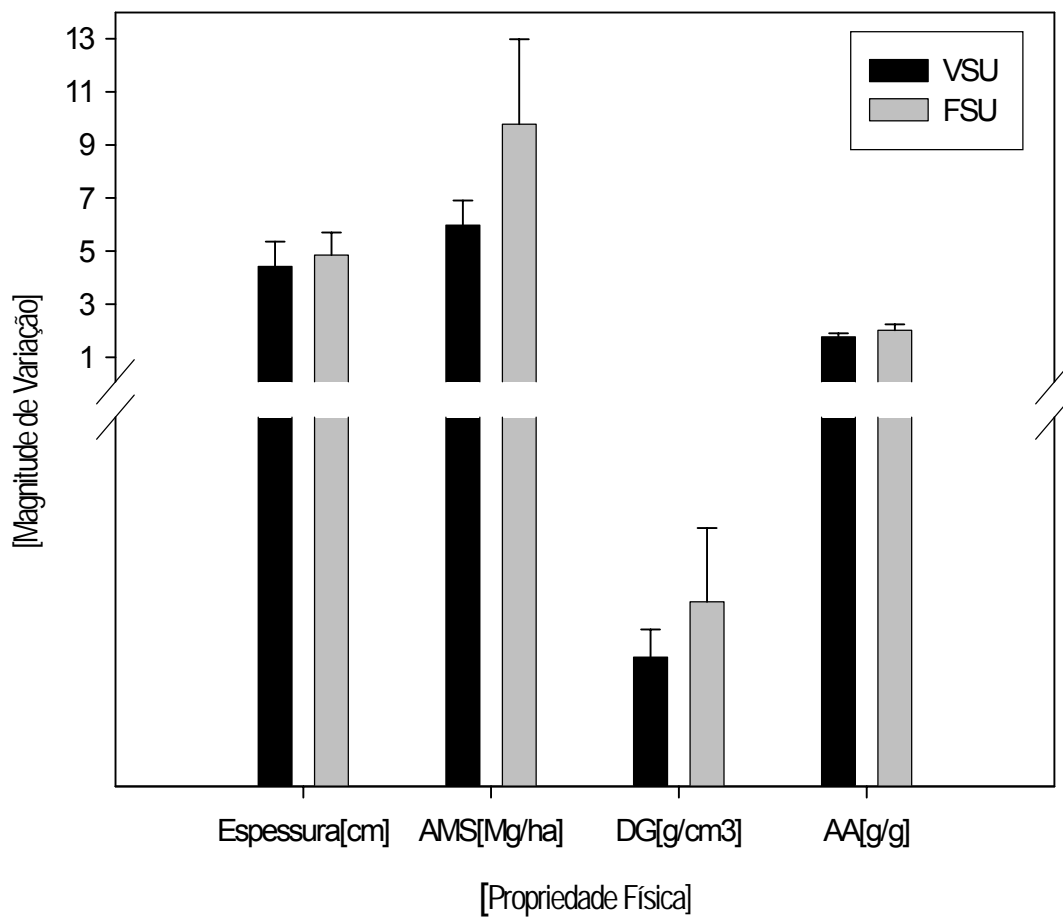


Figura 4.2 Magnitude da variação das propriedades físicas: i) espessura (cm), ii) acúmulo de massa seca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ), iii) densidade global ( $\text{g cm}^{-3}$ ), e iv) capacidade de armazenamento de água (mm) da liteira nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica no estuário guajarinno na Amazônia oriental.



Em termos da hidrologia da liteira, os ecossistemas estudados possuem desempenho semelhante. Esse resultado indica a recuperação estrutural e funcional desse componente, embora haja diferenças no acúmulo de massa seca e na densidade global ( $p < 0,001$ ) da liteira (Tabela 4.1).

Tabela 4.2 Coeficiente de correlação de Spearman ( $r_s$ ) para as propriedades físicas da liteira: i) massa seca da matriz biogeoquímica na liteira(BGQ); ii) armazenamento de água(AA); iii) espessura (EP); iv) densidade global ( $d_g$ ); e v) tempo de residência (TR) dos ecossistemas da *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na Amazônia oriental.

VSU $r_s$	BGQL (VSU)	AA[FSU]	EP[VSU]	$d_g$ (VSU)	TR(VSU)
BGQ (VSU)	1,00	0.73**	0,12ns	0,82**	0,45*
AA(VSU)		1,00	0,09ns	0,29ns	-0,37ns
EP(VSU)			1,00	0,22*	0.06 ns
$d_g$ (VSU)				1,00	-0,12ns
TR(VSU)					1,00
FSU $r_s$	BGQ(FSU)	AA[FSU]	EP[FSU]	$d_g$ (FSU)	TR
BGQ(FSU)	1,00	0.93**	0.01ns	0,84**	0,73*
AA(FSU)		1,00	-0,07ns	0,85**	0,67*
EP[FSU]			1,00	-0,49*	0,18ns
Dg(FSU)				1,00	0,52*
TR(FSU)					1,00

(\*) (ns) não significativo ( $p > 0.05$ )

(\*\*) altamente significativa ( $p < 0.001$ )

#### 4.5.3 Concentração e armazenamento de elementos químicos na matriz biogeoquímica da liteira

Os cátions K, Ca, Mg e Cu ocorreram com concentrações maiores ( $p < 0,001$ ) no ecossistema de FSU em relação ao VSU. Essa propriedade intensiva pode ter sido controlada

pela diversidade florística como fonte da matriz composta do ecossistema sucessional. O Mn foi maior significativamente ( $p < 0,001$ ) na matriz biogeoquímica da liteira do ecossistema VSU. Esse cátion teve controle evidente da matriz biogeoquímica oriunda da *Virola surinamensis* (Tabela 4.3). Os elementos químicos Fe e Zn ocorreram com valores iguais ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas. Esse resultado reflete a ausência relativa de controle biogênico diferencial entre os ecossistemas (Tabela 4.3).

A ordem da magnitude de ocorrência da propriedade intensiva foi  $Ca > K > Mg > Mn > Fe > Zn > Cu$  na matriz biogeoquímica da liteira de ambos os ecossistemas (Tabela 4.3) o que pode ter explicação na teoria da estequiometria biológica (Sturner, 1995 e Vitousek, 2003), visto que essas propriedades intensivas têm controle predominantemente biogênico e, portanto, carregam as razões estequiométricas dominantes na província biogeoquímica, ou ciclo biogeoquímico fechado, explicado por Stark & Jordan (1978); Jordan & Herrera (1981) e Jordan (1985).

A maior concentração de Mn encontrada no VSU pode ser resultado da eficiência da *Virola* na absorção de Mn do solo. Em outros estudos na Amazônia, a *Virola* também apresentou maior concentração de Mn em relação a *Ceiba pentandra* e várias outras espécies arbóreas (Golley et al. 1980 e Neves, 1999). A acumulação de Mn por espécies arbóreas pode ser explicada por eventual força do caráter genotípico do ecótipo *sensu* Barnes et al. (1998), que ocorre na *Virola surinamensis*, que é um ecótipo de planície aluvial, geralmente com solo rico em Mn na região.

Esse germoplasma arbóreo quando cultivado em condições métricas de planalto pode se comportar como espécie acumuladora de Mn, mesmo em sítios oligotróficos do elemento químico. Esse status tem sustentação e persistência relativa de teor médio do elemento na espécie, devido ao ciclo biogeoquímico. Na Amazônia ocidental, Golley et al. (1980) determinaram que a *Virola surinamensis* ocorreu como fator decisivo na acumulação desse cátion na matriz biogeoquímica foliar, o que é coerente com os resultados deste estudo.

Tabela 4.3 Análise comparativa das propriedades intensivas de armazenamento de concentração na matriz biogeoquímica da liteira dos elementos químicos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn (ppm) nos ecossistemas da *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. [Valores seguidos com letras iguais nas colunas não diferem significativamente ( $p > 0,05$ ) pelo Teste t (Ca, Mg, Fe, Zn) e valores seguidos por letras desiguais, diferem significativamente ( $P < 0,001$ ) pelo teste Mann-Whitney (K, Mn,Cu),  $n = 20$ ]

Ecossistema	(ppm)						
	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn
VSU	3187,4 b	10147,80 b	1313,10 b	157,05 a	59,91 a	7,55 b	16,35 a
FSU	5640,05 a	15855,50 a	1830,60 a	105,00 b	52,91 a	9,02 a	16,05 a

O armazenamento de K, Ca, Mg, Fe, Cu e Zn foi significativamente ( $p < 0,001$ ) maior no FSU (Tabela 4.4). Esse fenômeno pode ser explicado pela maior concentração e fluxo da matriz biogeoquímica da liteira nesse ecossistema. O estoque de Mn não diferiu significativamente ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas. Essa evidência reflete o efeito da acumulação diferencial desse cátion na matriz biogeoquímica da *V. surinamensis* (Tabela 4.4 e Figura 4.3).

Os valores estudados são consistentes com os valores indicados nos estudos de Golley et al. (1980) com matrizes biogeoquímicas de espécies arbóreas na Amazônia ocidental. Referente ao maior estoque da matriz biogeoquímica da liteira do FSU, considera-se que o controle foi biogênico para K, Ca, Mg, Fe, Cu e Zn (Figura 4.3). O armazenamento de Mn foi similar entre os ecossistemas devido ao controle biogênico da *V. surinamensis* que compensou o efeito da maior acumulação do FSU (Figura 4.3).

Tabela 4.4 Análise comparativa das propriedades extensivas de armazenamento da matriz biogeoquímica liteira dos elementos químicos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn ( $\text{Kg ha}^{-2}$ ) nos ecossistemas da *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental. (Valores seguidos com letras iguais nas colunas não diferem significativamente, pelo procedimento analítico de Mann-Whitney,  $p > 0,05$   $n = 20$ ).

Ecossistema	$(\text{Kg ha}^{-2})$						
	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn
VSU	18,72 b	61,02 b	6,96 b	0,91 a	0,36 b	0,04 b	0,10 b
FSU	55,71 a	163,80 a	16,50 a	0,98 a	0,51 a	0,90 a	0,16 a

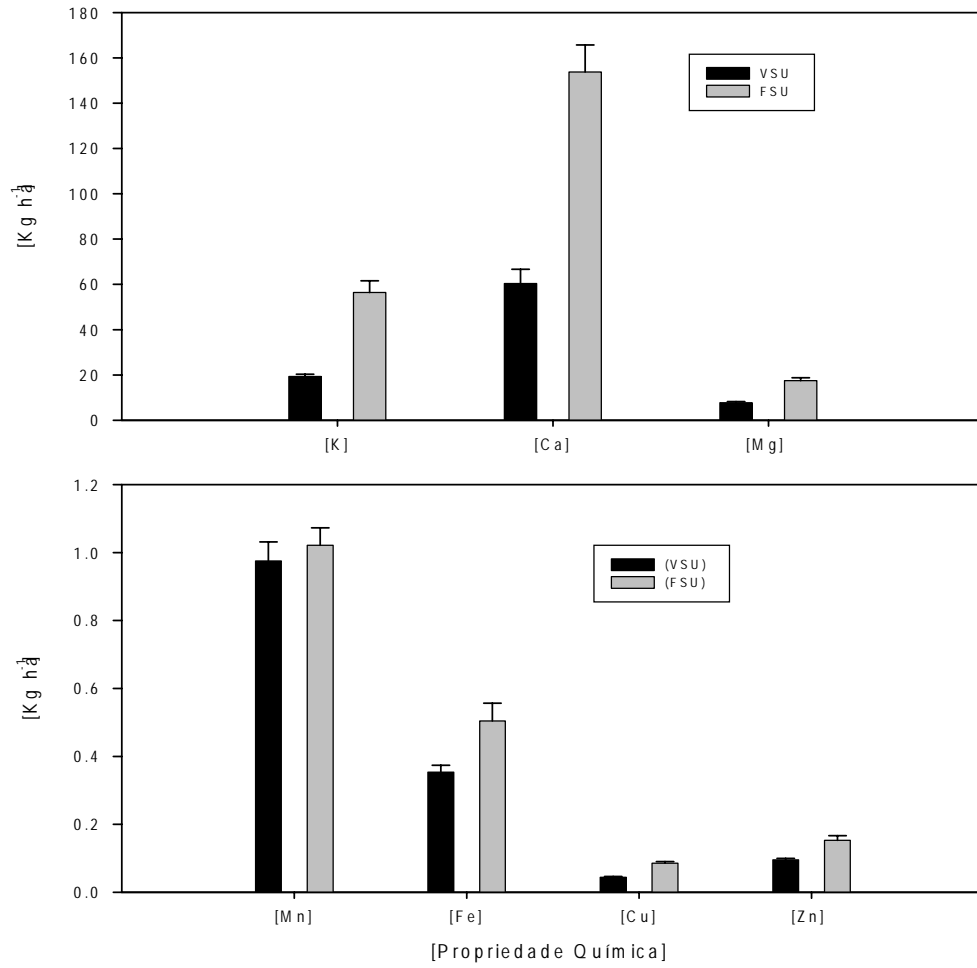


Figura 4.3 Propriedade extensiva do armazenamento de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn ( $\text{Kg ha}^{-1}$ ) na matriz biogeoquímica da liteira dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU), e floresta sucessional (FSU) dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

#### 4.5.4 Tempo de residência da fitomassa da liteira e dos elementos químicos

O tempo de residência da liteira foi maior ( $p < 0,001$ ) no ecossistema FSU em relação ao ecossistema de VSU. Atribui-se esse resultado à contribuição da matriz biogeoquímica diversificada do FSU que aliada às propriedades físicas e químicas produzem demora no processo de decomposição da matriz e, conseqüentemente, aumentam o tempo de residência do recurso (Tabela 4.5). Esses valores foram consistentes com estudos desenvolvidos em ecossistemas na Amazônia, e em regiões tropicais sob condições ambientais similares (Tabela 4.6).

Tabela 4.5 Resultados comparativos do tempo de residência (TR, anos) da matriz biogeoquímica da liteira (BGQ) e dos elementos químicos nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental (Análise de Variância de dados classificados-ANOVA/Kruskal-Wallis-teste SNK. Os valores seguidos de letras desiguais nas colunas foram significativamente diferentes  $p < 0,001$ ;  $n = 20$ ).

Ecossistema	Variável (anos)							
	LT	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn
VSU	0,90b	1,90 b	2,00 b	1,10b	0,12 b	0,03 b	0,03 b	0,30 b
FSU	1,20a	4,00 a	4,90 a	2,30a	3,50 a	7,10 a	1,30 a	1,60 a

Igualmente, o tempo de residência dos elementos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn foram maiores ( $p < 0,001$ ) no FSU em comparação ao VSU (Tabela 4.5). Os elementos químicos na liteira do ecossistema VSU tiveram tempo médio de residência (ano) na seguinte ordem de grandeza:  $Ca > K > Mg > Mn > Cu = Fe > Zn$ , tendo o ecossistema FSU apresentado  $Ca > K > Mg > Cu > Mn > Zn > Fe$  (Tabela 4.5).

O tempo de residência da liteira e dos cátions K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn foi maior ( $p < 0,0001$ ) no ecossistema FSU em relação ao ecossistema VSU (Tabela 4.5). Esses resultados sugerem que o ecossistema FSU foi mais conservativo que o VSU, e ainda, que a ausência de mecanismos de controle ou de substâncias dificultam o processo de decomposição (Aerts, 1997) no VSU pela natureza da matriz biogeoquímica.

Tabela 4.6 Resultados comparativos de estimativas de tempo de residência (TR, ano) da matriz biogeoquímica da liteira (BGQ, kg ha<sup>-1</sup>) e K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn nos ecossistemas florestais plantados e naturais.

Ecossistema / Local	BGQ (liteira) (Mg há <sup>-1</sup> )	BGQ	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Autor
	(Ano)									
Floresta Tropical Manaus, Amazônia	5,3	0,8	0,3	0,5	0,4	0,4	3,8	1,0	0,8	Luizão, 1995.
Floresta de Campina Manaus, Amazônia	4,1	1,1	0,5	1,4	0,9	1,7	2,6	1,5	1,4	Luizão, 1995.
Floresta de ampinarana Manaus, Amazônia	5,3	0,8	0,5	0,8	0,6	1,1	3,6	0,3	1,0	Luizão, 1995.
Floresta Tropical Maracá, Amazônia	6,6	0,4	0,2	0,5	0,3	-	-	-	-	Scott et al. 1992
<i>Pinus merkurssi</i> (12anos) Indonésia	8,2	0,8	0,6	2,3	1,2	2,0	4,4	-	-	Bruijnzeel, 1982
<i>Pinus patula</i> (20anos) Tanzania	31,7	5,0	3,6	7,4	4,6	-	-	-	-	Lundgren, 1978
<i>Tectona grandis</i> (7anos) Indonésia	4,4	0,5	0,6	0,9	0,9	1,7	2,3			Egunjobi, 1974
Floresta Tropical Panamá	4,9	0,4	1,3	0,7	0,5	0,7	4,0			Golley et al. 1975
Floresta Tropical Curua-Una, Amazônia	7,2	1,16								Smith et al. 1998
<i>Pinus caribaea</i> Curua-Una, Amazônia	11,0	1,06								Smith et al. 1998
<i>Carapa guianensis</i> Curua-Una, Amazônia	10,2	1,16								Smith et al. 1998
<i>Dinizia excelsa</i> Curua-Una, Amazônia	8,0	0,79								Smith et al. 1998
<i>Euxylophora paraensis</i> Curua-Una, Amazônia	7,7	0,96								Smith et al. 1998
Floresta sucessional (35anos) Amazônia	9,8	1,2	4,0	4,9	2,3	3,5	7,1	1,2	1,6	Este estudo
<i>Virola surinamensis</i> (30 anos) Amazônia	5,9	0,9	1,9	2,0	1,1	0,1	0,03	0,03	0,02	Este estudo

O ecossistema de floresta sucessional apresentou maiores valores de tempo de residência em relação a outros ecossistemas nos trópicos (Tabela 4.6). Esse resultado reflete que os recursos de reservas de cátions possuem características conservativas nesse componente estrutural (liteira) do ecossistema, o que se atribui à natureza física e química da matriz biogeoquímica diversificada como mencionado em Aerts (1997). O contrário ocorreu com o ecossistema VSU em matriz produzida predominantemente por *Virola surinamensis*, que teve valor de tempo de residência menor e consistente com estudos em ecossistemas similares e oligotróficos (Egunjobi, 1974; Bruijnzeel, 1982; Scott et al. 1992; Luizão, 1995; e Smith et al. 1998).

O tempo de residência da liteira encontrado nesse estudo é coerente com outros sítios oligotróficos na Amazônia (Scott et al., 1992 e Luizão, 1995) e em outras regiões tropicais úmidas (Egunjobi, 1974; Golley et al, 1975 e Bruijnzeel, 1982). Essa evidência dos mecanismos conservativos nesse ecossistema oligotrófico também foi constatada por diversos autores em ecossistemas similares (Stark & Jordan, 1978; Jordan & Herrera, 1981 e Jordan, 1985).

Nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) para os cátions Ca e Mg a estimativa do tempo de residência indica padrões biogeoquímicos mais conservativos, isto é, maiores valores que em ecossistemas oligotróficos na Amazônia (Scott et al. 1992; Luizão, 1995), na América Central (Golley et al. 1975) e Ásia (Egunjobi, 1974). O Mn e Fe ocorreram com valores de tempo de residência maiores no ecossistema de floresta sucessional FSU em relação aos ecossistemas oligotróficos na Amazônia ocidental (Scott et al. 1992; Luizão, 1995), incluindo resultados da América Central (Golley et al. 1975).

O tempo de residência de Cu e Zn nos ecossistemas VSU e FSU foi similar aos valores relatados em ecossistemas oligotróficos na região amazônica (Luizão, 1995), o que reflete maior eficiência no processo de ciclagem, uma vez que os padrões de produtividade primária foram mantidos (Tabela 4.6). Por outro lado, no ecossistema VSU os resultados de tempo de residência para o Cu e Zn foram mais baixos que os resultados constatados por Luizão (1995), indicando também um processo eficiente e acelerado de ciclo biogeoquímico.

A persistência relativa da liteira nos ecossistemas de VSU e FSU introduz os benefícios multifuncionais deste elemento estrutural como armazenamento de água, regulação do escoamento superficial, armazenamento de matéria orgânica, redistribuição e modulação da mobilização dos elementos químicos (Plamondon, 1972; Hillman & Goulding, 1981 e Covington, 1981 e Hungate et al. 2003).

#### 4.6 CONCLUSÕES

As conclusões foram baseadas na análise da matriz biogeoquímica da liteira como componente estrutural importante no funcionamento dos ecossistemas. Esses resultados devem ser considerados como preliminares sugestivos e não conclusivos das condições desses ecossistemas.

O armazenamento da matriz biogeoquímica total na liteira foi maior no ecossistema de floresta sucessional em relação ao ecossistema de *V. surinamensis*. Esse fenômeno se deve ao papel da diversidade estrutural e funcional como fator de controle e determinante das condições de acúmulo, o que favoreceu a persistência de estoques. Essa propriedade, em ambos os ecossistemas, foi positivamente correlacionada com a densidade global, armazenamento da água e tempo de residência da matriz na liteira;

O ecossistema sucessional, embora com maior acúmulo da matriz biogeoquímica na liteira e maior densidade global, expressou uma capacidade de armazenamento de água em magnitude similar ao ecossistema de *V. surinamensis*. Esse resultado reflete que o ecossistema VSU adquiriu a possibilidade de controlar e regular os processos hidrológicos;

No ecossistema FSU o armazenamento de K, Ca, Mg, Fe, Cu e Zn foi maior que no VSU, devido a maior concentração na matriz associada a maior massa seca desse componente. O Mn teve acumulação similar entre os ecossistemas devido a elevada concentração na matriz biogeoquímica do VSU e maior massa seca na matriz biogeoquímica do FSU;

O fenômeno da acumulação diferencial de elementos químicos na matriz biogeoquímica na liteira dos ecossistemas VSU e FSU pode ser explicado pela teoria da estequiometria elementar em ecossistemas. Nessa província biogeoquímica constatou-se a superioridade do ecossistema FSU em relação ao VSU, no que concerne aos elementos funcionalmente estruturais, eletrolíticos e enzimáticos;

O tempo de residência na matriz biogeoquímica na liteira e dos elementos químicos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn foram maiores no FSU em relação ao VSU. Esse fenômeno de natureza temporal da matriz indica que o componente do ecossistema (liteira) funciona como fator biogênico que atua como modulador da redistribuição dos elementos químicos.



## REFERÊNCIAS

- AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. **Oikos** 79: 439-449.
- ALEXANDER, M. 1977. **Introduction to soil microbiology**. New York. John Wiley & Sons.
- ARAÚJO, J. S & LIMA, S.P 2000. **Armazenamento de liteira em diferentes ecossistemas florestais e agroecossistemas na região de Belém**. Belém. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. 18p.
- BARNES, B.V.; ZAK, D.R; DENTON, S. R.; SPURR, S. H. 1998. **Forest ecology**. New York. John Wiley & Sons. 623p.
- BASHKIN, V. N. 2002. **Modern Biogeochemistry**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.
- BEMERGUY, R.L.; COSTA, R.B. S.; HASÚÍ, Y; BORGES, M. S.; SOARES Jr, A. V. 2002. Structural geomorphology of the brazilian Amazon region.. In: KLEIN, E. L., VASQUEZ, M. L. & ROSA-COSTA, L. T. da. **Contribuições à geologia da Amazônia** Belém. Sociedade Brasileira de Geologia-Núcleo Norte (SBG-NO). V.3. p-4-13
- BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1994. **Pattern and Process in a Forested Ecosystem**. New York. Springer Verlag. 233p.
- BRAY, J.R. & GORHAM, E. 1964. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research** 2: 101-157.
- BRUIJNZEEL, L.A. 1982. **Hydrological and Biogeochemical aspects of man-made forests in south-central Java, Indonesia**. Amsterdam. Free University of Amsterdam. 250 p. (Tese de doutoramento)
- CAIN, S.A.; CASTRO, G.M; PIRES, J. M.; SILVA, N. L. 1956. Application of some phytosociological techniques to brazilian rain forest. **Amer. J. Botany**: 911-941.
- COVINGTON, W.W. 1976. **Forest floor organic matter and nutrient content and leaf fall during secondary succession in northern hardwoods**. New Haven. Yale University. 98 p. (Tese de doutoramento)
- COVINGTON, W.W. 1981 Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwood. **Ecology** 62: 41-48.
- EGUNJOBI, J.K. 1974. Litterfall and mineralization in a teak *Tectona grandis* stand. **Oikos** 25: 222-226.
- EWEL, J.J.; BERISH, C.; BROWN, B.; PRICE, N.; RAICH, J.W. 1981. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. **Ecology** 62(3): 816-829.

GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G; CHILD, G.I; DUEVER, M.J 1975. **Mineral Cycling in a tropical moist forest ecosystem**. Athens. The University of Georgia Press. 256p.

GOLLEY, F.B.; YANTKO, J. RICHARDSON, T.; KLINGE, H 1980. Biogeochemistry of tropical forests: 1. The frequency distribution and mean concentration of selected elements in a forest near Manaus. Brazil. **Tropical Ecology** **21**(1): 59 -70.

GOSZ, J.R.; LIKENS, G.E. BORMANN, F. H.1976. Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook forest. **Oecologia** **22**: 203-320.

HILLMAN, G.R. & GOULDING, D.L. 1981. **Forest floor characteristics of Marmot and Streeter experimental watershed**. Alberta. Edmonton, Northern Fort Research Center: 22p.

HUNGATE, B.A.; NAIMAN, R.J.; APPS, M.; COLE, J.J; MOLDAN, B.; SATAKE, K.; STEWART, J.W.B; VICTORIA, R.; VITOUSEK, P. M 2003. Disturbance and Element Interactions. In: MELILLO, J. M.; FIELD, C. B. & MOLDAN, B **Interactions of the Major Biogeochemical Cycles: Global Change and Human Impacts**. Washington. Island Press p- 47-62.

JORDAN, C.F. 1985. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: principles and their applications in management and conservation**. Chichester, John Wiley & Sons. 305p.

JORDAN, C.F. & HERRERA, R. 1981. Tropical rain forests: are nutrients really critical? **The American Naturalist** **177**(2): 167-180.

KIMMINS, J. P. 1997. **Forest Ecology: a foundation for sustainable management**. Upper Saddle River. Prentice Hall. 596p.

LICHT, O.A.B. 1995. **Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Porto Alegre. Serviço Geológico do Brasil. 255 p.

LUIZÃO, F.J. 1995. **Ecological Studies in contrasting forest types in central Amazonia**. Stirling. University of Stirling. 298 p.

MAILLY, D.L. & MARGOLIS, H.A. 1992. Forest floor and mineral soil development in Casuarina equisetifolia plantations on the coastal sand dunes of Senegal. **Forest Ecology and Management**. **55**: 259-278.

MARTINS, P.F. da S. & CERRI, C. 1986. **O solo de ecossistema natural de floresta na Amazônia Oriental**. I. Caracterização química e física. In: Simpósio do Trópico Úmido, 1. **Anais**. Belém. EMBRAPA-CPATU. p- 214-223.

NAEEM, S.L.; THOMPSON, J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H.; WOODFIN, R. M. 1994. "Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems." **Nature** **368**: 735-738.

- NEVES, E.J.M.V. 1999. **Biomassa e acúmulo de nutrientes nos diferentes compartimentos de *Ceiba pentandra* L e *Virola surinamensis* Rol plantadas na Amazônia ocidental brasileira.** Curitiba. Universidade Federal do Paraná (UFPR). 189 p. (Tese de doutoramento).
- OLSON, J.S. 1963. Energy storage and the balance of produces and decomposers in ecological systems. **Ecology** 44(2): 322-330.
- PINHEIRO, R.V.L. 1987. **Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário do Guajará.** Belém. Universidade Federal do Pará (Tese de mestrado). 155 p.
- PLAMONDON, A. 1972. **Hydrologic properties and water balance of the forest floor of Canadian west coast watershed.** Vancouver. The University of British Columbia. 126p. (Tese de doutoramento).
- PRITCHETT, W.L. 1979. **Properties and management of forest soils.** New York. John Wiley & Sons. 640p.
- REICHLE, D.E.; O'NEILL, R.V.; HARRIS, W. F. 1975. Principles of energy and material exchange in ecosystems. In: DOBBEN, W.H. & LOWE-McCONNEL, R.W. **Unifying Concepts in Ecology.** The Hague. Dr W. Junk B. V. Publishers. p- 27-43.
- RODIN, L.E. & BAZILEVICH, N.I. 1967. **Production and mineral cycling in terrestrial vegetation.** Edinburgh. Oliver & Boyd. 344p.
- SCHLESINGER, W.H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change.** San Diego. Academic Press. 588p.
- SCOTT, N.A.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: II. Litter and nutrient cycling. **Journal of Ecology** 80: 705-717.
- SILVA, F.C. de O. 1999. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** Brasília. EMBRAPA. 188p.
- SILVER, W. L.; BROWN, S.; LUGO, A. 1996. Biodiversity and biogeochemical cycles. In: Orians, G. H. ; Rudolfe Dirzo & Hall Cushman.. **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests.** Berlin. Springer-Verlag. p- 49-67.
- SMITH, K.S.; GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F. de A. 1998. Litterfall and nitrogen-use efficiency of plantations and primary forest in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology & Management** 109: 209-220.
- STARK, N.M. & JORDAN, C.F. 1978. Nutrient retention by the root mat on an Amazonian rain forest. **Ecology** 59(3): 434-437.
- STERNER, R.W. 1995. Elemental Stoichiometry of Species in Ecosystems. In: Jones, C. G. & Lawton, J.H. **Linking Species & Ecosystems.** New York. Chapman & Hall. p- 240-252.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J. M. 1979. **Decomposition in terrestrial ecosystems.** Oxford. Blackwell Publishing. 189p.

VIEIRA, I. C. G. 1996. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia.** Stirling. University of Stirling. 210 p. (Tese de doutoramento).

VINOGRADOV, A.P. 1964. Provinces Biogéochimiques et leur rôle dans l'évolutions organique. **International Monograph Earth Science. 15:** 317-337.

VITOUSEK, P. M. & HOOPER, D. U. 1994. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: Schulze, E. D. and Mooney, H. A. **Biodiversity and Ecosystem Function..** Berlin, Springer- Verlag. p- 3-14.

VITOUSEK, P. M. 2003. Stoichiometry and Flexibility in the Hawaiian Model System. In: Melillo, J.M. Field, C. B.& Moldan, B. **Interactions of the major Biogeochemical Cycles.** Washington. Island Press. p- 117-133.

VOGT, K.A.; GRIER, C.C.; Vogt, D. J. 1983. Organic matter and nutrient dynamics in forest floors in young and mature *Abies amabilis* stands in western Washington. **Ecol. Monogr.** 53: 139-157.

VOGT, K.A.; GRIER, C. C.; Vogt, D. J. 1986. Production, turnover, and nutrient dynamics of above-and belowground detritus in world forests. **Adv. Ecol. Res.** 15: 303-377.

WARING, R.H. & RUNNING, S.W. 1998. **Forest ecosystems:** analysis at multiple scales. San Diego, Academic Press. 566p.

WARING, R.H. & SCHLESINGER, W.H. 1985. **Forest Ecosystems:** concepts and management. San Diego. Academic Press. 566p.

## 5 PEDOCHEMISTRY OF THE *Virola surinamensis* AND SUCCESSIONAL FOREST ECOSYSTEMS IN THE COASTAL TABLELAND IN EASTERN AMAZONIA

### ABSTRACT

In the *Virola surinamensis* ecosystem (VSU) and in the successional forest ecosystem (FSU) has the Yellow Latosol dystrophic (LAd) and Yellow Latosol dystrophic with plinthite (LAdc) pedochemical systems, respectively. Those soils that exhibits acid reaction, sandy texture and sand loam texture. The effective cation exchange capacity (ECEC) was 1,50 cmol kg<sup>-1</sup> and 1,94 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. Both soils has kaolinitic mineralogy [ $Al_2Si_2O_5(OH)_4$ ] for both soils. The semivariograms of H, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu and Zn in the LAd, and Al, H, Na, K, Mn, Fe, Cu and Zn in the LAdc. Those cations occurred with relative nugget effect variance lower than 100%. Therefore, these variograms indicated spatial dependence. The pedochemical variograms are controlled by the biogeochemical matrix of litterfall mineralization, associated with dissolved cations in the throughfall and stemflow hydrochemical matrix. H and Fe, on the other hand, was controlled by the biogeochemical matrix, soil acidity and goethite oxides. The semivariograms of Na, Fe, Ca for the LAd, Ca and Mg for the LAdc displayed 100% relative nugget effect variance. For Na, Ca and Mg the control was biogeochemical through mineralization, and hydrogeochemical via throughfall and stemflow. The semivariogram of Fe was controlled by the pedochemical matrix due to goethite, a clay mineralogical compound.

**KEYWORDS:** Pedochemistry, exchangeable basis, heavy metals, yellow latosol, geostatistics, eastern Amazonia

## 5.1 INTRODUÇÃO

O componente pedoquímico dos ecossistemas abriga processos interativos entre os fatores bióticos e abióticos do sistema. Vernadsky (1986) referiu-se a esse componente como corpo biolacente, mais tarde pedosfera, que implica no conceito de ente multifuncional com muitos processos físicos, químicos e biológicos. A pedosfera funciona também como regulador do metabolismo do carbono-oxigênio na biosfera, além de integrar os fluxos de matéria e energia da atmosfera, litosfera, hidrosfera e biosfera (Dobrovolsky, 1994 e Coleman & Crossley Jr, 1996).

A Amazônia brasileira possui 92% de solos distróficos, onde 75% representam as classes de latossolos e podzólicos, 17% são constituídos pelas areias quartzosas, plintossolos e cambissolos e apenas 8% de solos eutróficos (Falesi, 1986). Nos solos latossólicos na região dos tabuleiros costeiros, no estuário guajarinó, destaca-se a mineralogia da fração coloidal caulínica e minerais acessórios como quartzo, anatásio, goethita e hematita. Esses fatores contribuem e mantêm o meio pedogênico oligotrófico, como destacado por Moller et al. (1984) e Falesi (1986).

A importância do estudo dos sistemas pedoquímicos nesses ecossistemas tem a ver com a caracterização da capacidade armazenadora do horizonte superficial como reserva de elementos químicos oriundos do fluxo da matriz biogeoquímica na liteira, e com a mineralização dessa matriz, ocorrendo a reposição dos nutrientes (Pritchett, 1979). A absorção de nutrientes pelas plantas nos ecossistemas florestais ocorre em 80% a partir dos horizontes superficiais e apenas em 20% nos horizontes mais profundos (Sanchez, 1976).

Considerando-se a pedoquímica dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) elaborou-se a questão: Qual o modelo que explica a manutenção e armazenamento de K, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn no espaço pedoquímico dos horizontes superficiais (0-20 cm) nos ecossistemas?

Na tentativa de responder a questão científica, elaborou-se a seguinte hipótese: se a magnitude da disponibilidade de elementos químicos depende da existência de minerais precursores no espaço pedoquímico, e sabendo-se que os minerais dominantes têm baixo teor de elementos químicos tróficos, logo esse fenômeno induz dependência ao modelo epigenético biogênico de dispersão superficial da matriz biogeoquímica como elementos químicos.

Esse experimento alcançou os seguintes objetivos: i) estimativa das propriedades intensivas (concentração) e extensivas (armazenamento) de K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, e Zn no horizonte superficial (0-20 cm) do Latossolo Amarelo distrófico (LAd), e do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) ; ii) determinação das estimativas da capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) das matrizes pedoquímicas no horizonte superficial (0-20 cm) do LAd, do ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU), e do LAdc do ecossistema sucessional de florestas de tabuleiros; e iii) estimativa das correlações das variáveis e fatores dos sistemas pedoquímicos que apóiam a análise comparativa dos ecossistemas estudados.

## 5.2 ÁREA DE ESTUDO

### 5.2.1 Ecossistemas

#### 5.2.1.1 Ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU)

O ecossistema VSU, nas nascentes do rio Ananí (1°18'14" S, 48°26'47" W), tem densidade de plantio de 400 árvores por ha<sup>-1</sup> em espaçamento 5 x 5 m, com 26 anos de idade. O incremento médio anual (IMA) foi de 1,4 cm em diâmetro, com 0,91 m em altura total, volumétrico de 4,42 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O sub-bosque do VSU apresenta predominância de *Pariana campestris* (Poaceae) e pioneiras como *Tapirira guianensis* e *Vismia guianensis*.

#### 5.2.1.2 Ecossistema de Floresta sucessional (FSU)

O ecossistema FSU localiza-se ao norte do rio Ananí (1°18'6" S, 48°26'35" W) e desenvolveu-se sob exploração seletiva de madeira que aconteceu até o início da década de 70. Esse ecossistema sucessional tem uma curva espécie-área que evidencia a tendência de estabilidade no tamanho amostral realizado, quando alcançou cerca de 109 espécies por hectare. Esse resultado é coerente com os valores de diversidade estrutural e funcional encontrados em pesquisas anteriores na região estudada (Cain *et al.* 1956).

Esse ecossistema sucessional contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelos valores dos índices de Shannon (H) com valor 4, equabilidade com 0,85 e o índice Simpson com 0,03. Esses resultados são consistentes com ecossistemas de alta diversidade na região (Vieira, 1996).

### 5.2.2 Geologia, geomorfologia e solos.

A geologia dominante na área experimental é de rochas sedimentares da formação Barreiras formadas por arenitos finos, siltitos, argilitos caulínicos e arenitos grosseiros pouco consolidados ou até friáveis (Pinheiro, 1987).

Geomorfologicamente encontra-se modelado de aplainamento do tipo pediplano conservado, com depósitos detriticos areno-argilosos, formando os tabuleiros costeiros de interflúvios no domínio morfotectônico bragantino (Bemerguy *et al.* 2002).

O solo do ecossistema de *Virola surinamensis* foi classificado como Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e o do ecossistema de floresta sucessional de tabuleiro costeiro como Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) Esses sistemas possuem características pedoquímicas semelhantes (Tabela 2.1). Foram analisados os horizontes pedogenéticos com as características próprias desse sistema pedoquímico (Tabela 2.2 e 2.3).

### 5.2.3 Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos naturais

A produção primária nos ecossistemas sucessionais de florestas de tabuleiros costeiros, em termos florísticos, possui predominância de 10 espécies e 10 famílias (Tabelas 2.5 e 2.6). Esses domínios vegetacionais

estabeleceram a fitoestabilidade na região guajarina do baixo rio Benfica, o que implica uma substancial similaridade do metabolismo dos ecossistemas.

A existência de domínios florísticos apóia a adoção do conceito de província biogeoquímica, englobando as áreas experimentais numa mesma base de metabolismo de ecossistemas e processos biogeoquímicos similares (Vinogradov, 1964 e Bashkin, 2002). Essa concepção produz suporte necessário ao processo analítico comparativo utilizando-se a biogeoquímica dos ecossistemas.

Essas subpopulações naturais de espécies arbóreas constituem importantes matrizes fitogeoquímicas singenéticas ou epigenéticas biogênicas como componentes estruturais do modelo de dispersão dos elementos químicos (Vinogradov, 1964 e Licht, 1995).

A história do manejo na área de estudos foi caracterizada pela exploração madeireira seletiva dos ecossistemas de florestas remanescentes. Essa forma de uso dos recursos naturais modificou-se quando a EIDAI do Brasil Madeiras S.A. iniciou as atividades de silvicultura industrial para a produção madeireira, com plantios de espécies nativas, como *Virola surinamensis* e outras.

As famílias mais importantes encontradas na vegetação representam 53% da cobertura vegetal presente no ecossistema. Isso implica em que o fluxo de fitomassa tenha considerável dependência da fenologia dessas famílias. Dentre elas destacam-se as Cecropiaceae (IVI=11,75%); Lecythidaceae (8,20%); Mimosaceae (7,69%) e Burseraceae (7,61%) (Tabela 2.5).

Esse ecossistema contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelo elevado valor do índice de Shannon de  $H = 4,00$ , equitabilidade  $E = 0,85$  e Simpson com 0,03. Na subpopulação de espécies arbóreas as mais importantes foram: *Pouroma guianensis* com índice de valor de importância (IVI) de 27,41%, *Couratari oblongifolia* com 19,12%, *Fagara guianensis* com 9,65%, e *Symphonia globulifera* com 8,59%.

## 5.3 MÉTODOS

### 5.3.1 Procedimento de amostragem

A amostragem de solos nos ecossistemas VSU e FSU foi realizada sistematicamente em malha quadrada (Peterssen & Calvin, 1996), onde cada ponto de coleta foi determinado pelas interseções das coordenadas x e y, distando entre elas 10 m, com profundidade de 20 cm, totalizando 40 unidades de amostras por ecossistema (Figura 5.1).

Adicionalmente, em cada ecossistema VSU e FSU (cf cap 2) foi estabelecida uma trincheira no centro da malha quadrada (Figura 5.1) para obtenção de amostras do solo referentes aos horizontes genéticos em triplicata, onde foram analisadas as características físicas e químicas.



### 5.3.2 Determinação de parâmetros físicos do solo

A análise dos pedons de solo consistiu na identificação da unidade, localização e declividade, formação geológica e litologia, material originário, relevo local e regional, drenagem, natureza da erosão, vegetação, uso atual e descrição morfológica dos horizontes superficiais e subsuperficiais (Buol et al, 1980).

Os parâmetros de física do solo foram determinados para diferentes profundidades, referente as frações granulométricas areia, silte (limo) e argila (Reichardt, 1985). Além das características granulométricas, foram determinadas a densidade global ( $\text{g cm}^{-3}$ ), a densidade de partículas ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e a porosidade em cada horizonte nos pedons, conforme equações 5.1, 5.2 e 5.3,

onde:  $d_s$ = densidade do solo( $\text{g cm}^{-3}$ );  $m_s$ = massa seca da amostra(g); e  $V$ = volume total da amostra( $\text{cm}^3$ ).

onde:  $d_p$ = densidade de partículas(g) amostra de terra seca(g); e  $V_s$ = volume ocupado pelas partículas sólidas( $\text{cm}^3$ ).

A porosidade do solo ou volume total de poros( $\alpha$ ) é expressa pela (equação 5.3).

onde:  $\alpha$ = porosidade(%) ou ( $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ), ..... (g  $\text{cm}^{-3}$ ); e  $d_p$  = densidade de partícula (g  $\text{cm}^{-3}$ )

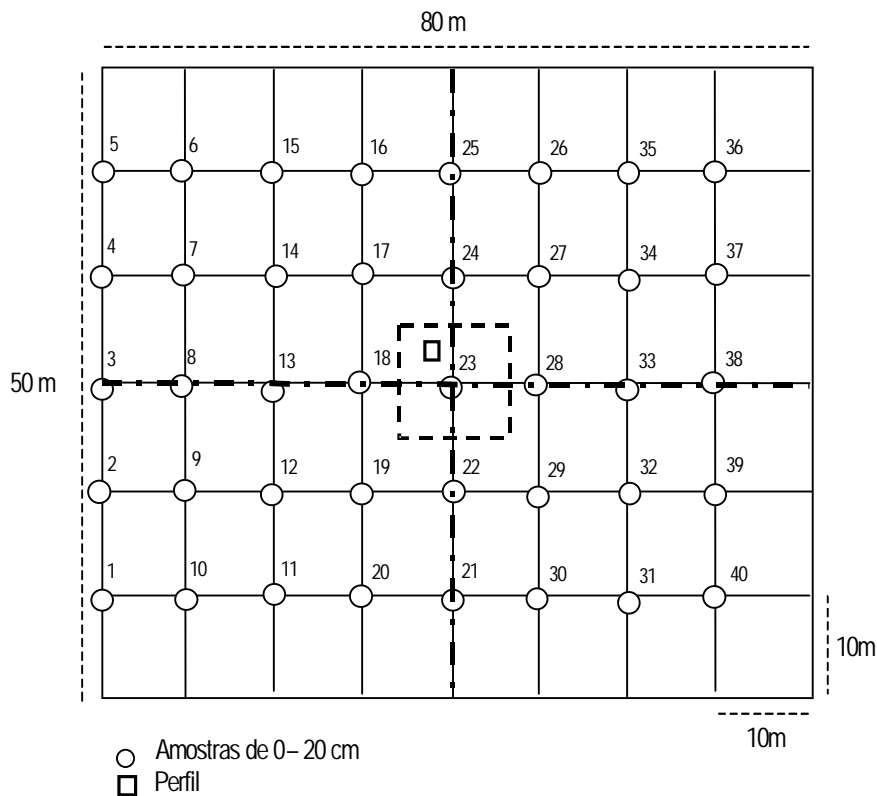


Figura 5.1 Esquema amostral de malha regular com 40 unidades, onde cada ponto coordenado (x,y) corresponde a uma amostra coletada a 20 cm de profundidade.

### 5.3.3 Procedimentos analíticos de mineralogia

As frações granulométricas areia, silte e argila foram obtidas com o método da pipeta (Claessen et al, 1997). A composição mineralógica da fração argila foi determinada seguindo-se a estruturação dos horizontes genéticos do solo em amostras coletadas nos pedons em cada ecossistema.

- Mineralogia da fração areia (2 - 0,05 mm)

No preparo de lâminas para análise mineralógica utilizou-se amostras de matriz pedoquímica de LAd e LAdc que foram moídas a 212  $\mu\text{m}$  (70 mesh). As amostras pulverizadas e orientadas foram colocadas no porta amostras e levadas ao difratômetro, no caso, difratômetro Philips PN 3710 tubo de Cu, 45 KV e 40 mA, com monocromador de grafite (Claessen et al. 1997).

- Mineralogia da fração argila (< 0,002 mm)

Para o preparo das lâminas de análise petrográfica desta fração, utilizou-se uma alíquota de 0,2 gramas da fração argila que foi dissolvida em 10 ml de água destilada e preparada à suspensão. A dispersão das amostras foi realizada com auxílio de banho com ultrassom (Claessen et al. 1997).

A partir da suspensão foi retirada uma alíquota de 2 ml para preparação das lâminas de argila orientada pela pipetagem da suspensão sobre a lâmina de vidro de aplicação petrográfica. A secagem das lâminas foi realizada a temperatura ambiente (Claessen et al. 1997). A difração de raio X foi realizada em difratômetro Philips PN 3710, com tubo de Cu, 45 KV e 40 mA e monocromador de grafite. O procedimento de varredura foi feito de 3° a 39° e 28°. Os argilominerais foram determinados com base na interpretação da contagem dos difratogramas em amostras nas seguintes condições: i) sem tratamento; ii) saturadas com etileno glicol; e iii) aquecidas a 500 °C (Whittig e Allardice, 1986).

### **5.3.4 Procedimentos analíticos de pedoquímica**

Nas frações de terra fina seca ao ar (TFSA, < 2mm) e argila (< 2 µm) determinou-se: i) SiO<sub>2</sub> por gravimetria; ii) Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> por titulometria; e iii) Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e TiO<sub>2</sub> por fusão alcalina com Al<sub>2</sub>B<sub>4</sub>O<sub>7</sub> em espectrofotometria de absorção atômica (Siqueira, 1997 e Silva, 1999).

Para Na<sub>2</sub>O, CaO, MgO, K<sub>2</sub>O as análises químicas foram realizadas através de extração com HF + HClO<sub>4</sub> e determinação dos valores de concentração por espectrofotometria de absorção atômica (Claessen et al. 1997; Siqueira, 1997 e Silva, 1999). Os elementos Mn, Cu e Zn foram extraídos por uma solução duplo-ácido de HF + HClO<sub>4</sub>, e a determinação das concentrações elementares por espectrofotometria de absorção atômica (Siqueira, 1997 e Silva, 1999).

A acidez potencial (H<sup>+</sup> + Al<sup>3+</sup>) nas amostras da matriz pedoquímica foi determinada com solução de acetato de cálcio e titulação alcalinimétrica (NaOH 0,025 M) do extrato (Silva, 1999). A extração do Ca, Mg e Al foi realizada com KCl 1N. O Ca e Mg foram determinados em espectrofotometria de absorção atômica a partir da solução extrato, adicionando-se solução de La<sub>2</sub>O<sub>2</sub>(0,1%) para controlar interferências. O Al foi determinado por titulação com NaOH (0,025N) utilizando-se como indicador a fenolftaleína (0,1%) (Silva, 1999).

As análises químicas para K, Na, Mn, Fe, Cu e Zn foram realizadas utilizando-se a solução extratora Mehlich I, chamada também solução extratora duplo-ácido, constituída pela mistura de HCl[0,05M] + H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>[0,0125M], referente a 10 g de TFSA (Silva, 1999). Após o procedimento de extração, determinou-se as concentrações a partir da solução-extrato. O K e Na foram quantificados via fotometria de chama e os elementos Mn, Fe, Cu e Zn foram determinados via espectrofotometria de absorção atômica (Silva, 1999).

Com procedimentos de geoestatística aplicada, elaborou-se mapas de isotores para os elementos K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn no horizonte superficial (0-20cm) dos sistemas pedoquímicos de Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário - LAdc (David, 1977).

### 5.3.5 Variáveis pedoquímicas

As variáveis pedoquímicas determinadas foram: i) pH (H<sub>2</sub>O, KCl), Ca, Mg, K, Al, Mn, Cu, Fe e Zn; ii) capacidade de troca catiônica total (CTC); iii) capacidade de troca efetiva (CTCe) referente a somatória de bases trocáveis (Ca, Mg, Na e K) e concentração de Al. Adicionalmente foram determinadas as concentrações de SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, e Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> para o cálculo dos coeficientes K<sub>i</sub> e K<sub>r</sub>, que auxiliam na explicação da evolução do solo (Van Raij, 1983).

As concentrações dos elementos foram obtidas através de análises das matrizes pedoquímicas dos horizontes A (0-12 cm), AB (12-22 cm), BA (22-37 cm), Bw<sub>1</sub> (37-69 cm), Bw<sub>2</sub> (69-111 cm) e Bw<sub>3</sub> (111-163 cm) do Latossolo Amarelo distrófico e dos horizontes A1(0-10 cm), AB(10-17 cm), BA (17-27 cm), B<sub>1</sub>(27-51 cm), B<sub>c1</sub> (51-98 cm) e B<sub>c2</sub> (98-170 cm) do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc).

Os valores da soma de bases trocáveis (S), capacidade de troca de cátions (CTC), capacidade de troca de cátions efetiva (CTCe), saturação de bases (V) e saturação de Al (m%), foram expressos em cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de terra fina seca ao ar (TFSA) pelas equações 5.4; 5.5; 5.6; 5.7 e 5.8.

onde: S= soma de bases trocáveis (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup> de TFSA) com precisão de 0,1; Ca<sup>2+</sup>= concentração de Ca<sup>2+</sup> (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup> de TFSA); Mg<sup>2+</sup>= concentração de Mg<sup>2+</sup> (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup> de TFSA); K<sup>+</sup> = concentração de K<sup>+</sup> (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup> de TFSA); Na= concentração de Na<sup>+</sup> (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup>) de TFSA).

onde: CTC= capacidade de troca de cátions (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup>); S = soma das bases trocáveis (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup> de TFSA); H<sup>+</sup> = concentração do íon hidrogênio (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup> de TFSA); e Al<sup>+3</sup>= concentração do íons Al<sup>+3</sup> (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup> de TFSA).

onde: CTCe= capacidade de troca de cátions efetiva (cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>); S= soma das bases trocáveis (cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> de TFSA); e Al<sup>+3</sup>= concentração do íons Al<sup>+3</sup> (cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> de TFSA).

onde:  $V$ = índice de saturação por base, expresso em porcentagem(%);  $S$ = soma das bases trocáveis ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de TFSA); e  $\text{CTC}$ = capacidade de troca de cátions, e o valor  $m(\%)$  ou índice de saturação de alumínio.

onde:  $m(\%)$ = índice de saturação por alumínio trocável; e  $S$ = soma das bases trocáveis ( $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$  de TFSA).

O armazenamento de elementos químicos no perfil foi estimado com uso da equação 5.9.

onde:  $A_e$ = armazenamento de elementos químicos ( $\mu\text{g}$ );  $d_s$ = densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ );  $V$ = volume da amostra válida ( $\text{cm}^3$ ); e  $c_i$ = concentração média ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) do elemento de amostras válidas por seção dos pedons.

## 5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados analíticos das variáveis intensivas (concentração) e extensivas (armazenamento) possuem distribuição não-gaussianas e, portanto, foram analisados por procedimentos não paramétricos (Zar, 1984). As análises da variação espacial dos estoques de Al, H, Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn nos sistemas pedoquímicos dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) foram realizadas usando-se técnicas de autocorrelação para as variáveis pedoquímicas ou variáveis regionalizadas (Licht, 1995). Os procedimentos padrões em geoestatística foram usados na análise exploratória dos dados, com análise de semivariância para o entendimento da estrutura espacial das variáveis, interpolação de superfície e produção de mapas de isotores de elementos químicos. A dependência espacial entre as amostras contíguas ou vizinhas foram mensuradas através da semivariância estimada pela equação 5.10 (Warrick et al, 1986).

onde:  $\gamma(h)$ = semivariância da variável estudada;  $N(h)$ = número total de pares de dados que são separados pela distância ( $h$ );  $Z(x_i)$ = representa os valores observados da variável regionalizada como concentração ou armazenamento do cátion; e  $Z(x_i + h)$ = valores da variável regionalizada no local  $x_i + h$ .

O modelo das feições pedoquímicas nas semivariâncias dos cátions foi expresso pela relação  $\gamma(h)$  que corresponde aos valores de  $h$ , que é o semivariograma em função da distância entre as amostras ( $h$ ) e, por conseguinte, da magnitude e direção. Foram testados modelos exponenciais, gaussianos, potenciais e esféricos, usando-se as propriedades teóricas e os parâmetros do semivariograma, os quais foram ajustados considerando-se o modelo que produziu o melhor coeficiente de determinação  $r^2$ . As validações destes modelos foram realizadas analisando-se os parâmetros K (Journel & Huijbregts, 1978).

Na elaboração de mapas de isoteor via interpolação de valores foi usado o procedimento de krigagem expresso pela equação 5.11.

onde:  $z(x_0)$  = valores da variável regionalizada;  $N$  = número de valores  $z(x_i)$  envolvidos na estimativa; e  $\lambda$  = pesos associados com cada valor medido.

Os semivariogramas foram elaborados com o auxílio do programa VARIOWIN 2.21 (Pannatier, 1998) e os mapas de isoteores dos metais com uso do programa Surfer 8.0, Surface Mapping System (Golden Software Inc., 2002).

## 5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.5.1 Propriedades Físicas

#### Componentes da textura

No Latossolo Amarelo distrófico (LAd), as frações de argila cresceram no sentido dos horizontes subsuperficiais, variando na proporção de 15 a 24% e no silte de 8,2 a 12,7% dos horizontes A(0-12 cm) e Bw3 (111-163 cm), em classes texturais variando de franco-arenosa a franco-argilo-arenosa, contrariamente, as frações areia fina e grossa decresceram nos horizontes considerados (Figura 5.2 a,c). Essas evidências de deposição diferencial da fração argila nesse pedon, com essa característica, é coerente com a natureza de desenvolvimento dessa classe de solo na Amazônia (Sombroek, 1966 e Vieira, 1975).

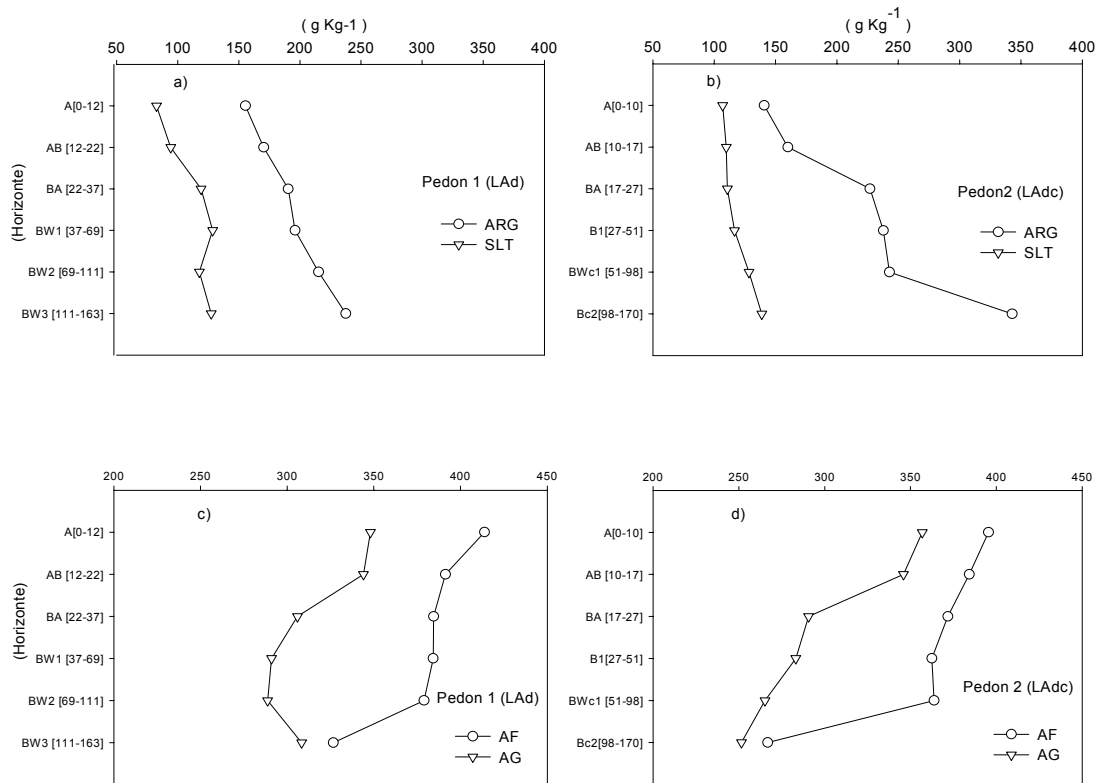


Figura 5.2 Variação das classes granulométricas nos pedons: a) argila (ARG), silte (SLT) no Latossolo Amarelo distrófico (LAd); b) argila (ARG), silte (SLT) no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc); c) areia fina (AF); areia grossa (AG) no Latossolo Amarelo distrófico (LAd); e d) areia fina (AF) e areia grossa (AG) no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região dos tabuleiros costeiros da Amazônia oriental.

No Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) as frações de argila e silte também cresceram no sentido dos horizontes subsuperficiais variando de 14 a 32% na argila, e de 10 a 13% no silte do horizonte A(0-10 cm) para o horizonte Bc2 (98-170 cm) (Figura 5.2 b). Na fração areia houve decréscimo no sentido dos horizontes subsuperficiais, com classes texturais variando de franco-arenosa a franco-argilo-arenosa (Figura 5.2 b,d). Essa característica estrutural reflete coerência com o desenvolvimento dessa classe de solo e outros estudos desenvolvidos na região (Sombroek, 1966 e Vieira, 1975).

A distribuição vertical das frações texturais indica uma tendência de transporte de argila para os horizontes subsuperficiais (Figura 5.2 a, b). No sistema pedoquímico LAdc, o silte permaneceu variando de 10 a 15% em todos os horizontes subsuperficiais (Figura 5.2 b).

A fração areia grossa no LAdc ocorreu em maior acúmulo nos horizontes superficiais de 29 a 40%, decrescendo nos horizontes subsuperficiais (Figura 5.2d). A fração areia fina apresentou maior acumulação nos horizontes superficiais em todo o pedon. Essa fração manteve pequena magnitude da variação nos horizontes superficiais, exceto nos horizontes BWC<sub>1</sub> e BWC<sub>2</sub> (Figura 5.2 c,d).

#### Densidade do solo, densidade de partícula, porosidade e relação textural

As estimativas da densidade do solo ( $d_s$ ) ocorrem com valor de 1,59 g.cm<sup>-3</sup> para as unidades pedogênicas LAd e LAdc que foram estatisticamente semelhantes ( $p > 0,05$ ). A densidade de partícula do solo ( $d_p$ ) apresentou valor médio de 2,70 g.cm<sup>3</sup> para as unidades pedogênicas Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc), isto é, não houve diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre essas unidades pedogênicas estudadas (Tabela 5.1).

A porosidade no LAd e no LAdc tem classe variacional de 39 a 42% e média de 40%. Esses resultados foram iguais ( $p > 0,05$ ) para ambas as unidades pedogenéticas. A relação textural no LAd foi de 1,3 e no LAdc de 1,82 (Tabela 5.1). Esses resultados são consistentes e determinantes das classes de solos estudadas na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental (Vieira, 1975 e Vieira & Vieira, 1983). As frações granulométricas nos horizontes subsuperficiais são coerentes com os resultados constatados para solos da mesma classe pedogenética na região (Martins & Cerri, 1986 e Jacomine, 2001).

Tabela 5.1 Densidade do solo ( $d_s$ , g cm<sup>-3</sup>), densidade de partícula ( $d_p$ , g cm<sup>-3</sup>) e porosidade(%) nos horizontes genéticos de Latossolo Amarelo distrófico(LAd) pedon N° 1, e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc)pedon N° 2, de tabuleiros costeiros no estuário guajarinó, Amazônia oriental

Pedon N° 1 Horizontes	$d_s$	$d_p$	Porosidade [%]
	[g/cm <sup>3</sup> ]		
A [0-12]	1,60	2,61	39
AB [12-22]	1,60	2,71	41
BA [22-37]	1,62	2,72	40
BW1 [37-69]	1,62	2,72	40
BW2 [69-111]	1,59	2,72	42



BW3 [111-163]	1,59	2,70	41
Pedon Nº 2	d <sub>s</sub>	d <sub>p</sub>	Porosidade
Horizontes	[g/cm <sup>3</sup> ]		[%]
A [0-10]	1,55	2,67	42
AB [10-17]	1,55	2,69	42
BA [17-27]	1,61	2,74	41
BW1 [27-51]	1,59	2,71	41
BWc1[51-98]	1,59	2,70	41
BWc2[98-170]	1,59	2,71	41

## 5.5.2 Propriedades Mineralógicas

### 5.5.2.1 Latossolo Amarelo distrófico e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário

Os resultados dos difratogramas de raio X (Figura 5.3 e 5.4) na fração Terra Fina Seca ao Ar, indicam que no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) o quartzo (SiO<sub>2</sub>) foi dominante, seguido dos acessórios de caulinita (Al<sub>2</sub>Si<sub>2</sub>O<sub>5</sub>(OH)<sub>4</sub>). No Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) o mineral dominante também foi o quartzo (SiO<sub>2</sub>) e acessórios de caulinita (Al<sub>2</sub>Si<sub>2</sub>O<sub>5</sub>(OH)<sub>4</sub>) e goethita (FeOOH). Essas características foram encontradas em todos os horizontes pedogenéticos (Figuras 5.3, e 5.4). Na mineralogia da fração terra fina, tanto no Latossolo Amarelo distrófico quanto no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário, há predomínio absoluto de quartzo, com valores variando de 95 a 100%. Esses resultados são coerentes com as constatações de Jacomine (2001). Os resultados analíticos da difração de raio X e superposição de difratogramas, seguindo a natureza dos horizontes nos pedons 1(LAd) e 2(LAdc) revelou uma composição bastante homogênea e marcada pela presença dominante dos minerais caulinita (Al<sub>2</sub>Si<sub>2</sub>O<sub>5</sub>(OH)<sub>4</sub>) e quartzo (SiO<sub>2</sub>), além de quantidades menores de goethita (FeOOH) e anatásio (TiO<sub>2</sub>), estes últimos em amostras isoladas (Tabela 5.2, Figuras 5.4, 5.5, 5.6).

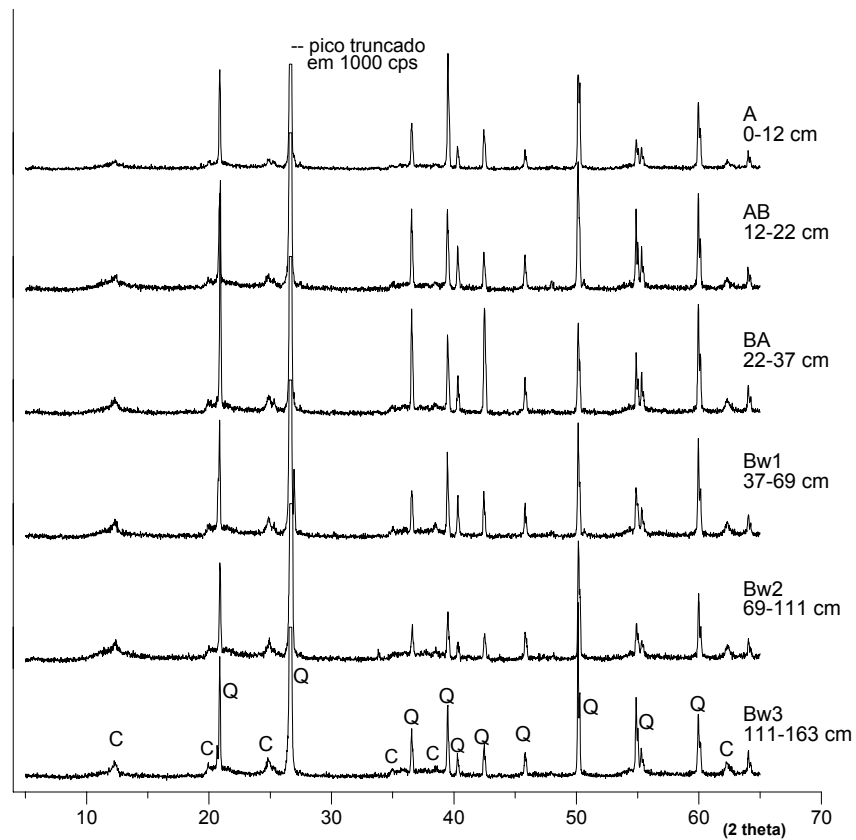


Figura 5.3 Características mineralógicas da fração terra fina seca ao ar (TFSA), evidenciando o mineral quartzo (Q) e caulinita (C) nos horizontes A, AB, BA, Bw<sub>1</sub>, Bw<sub>2</sub> e Bw<sub>3</sub> de Latossolo Amarelo distrófico (LAd) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) na região de tabuleiros costeiros no estuário guajarino, amazônia oriental

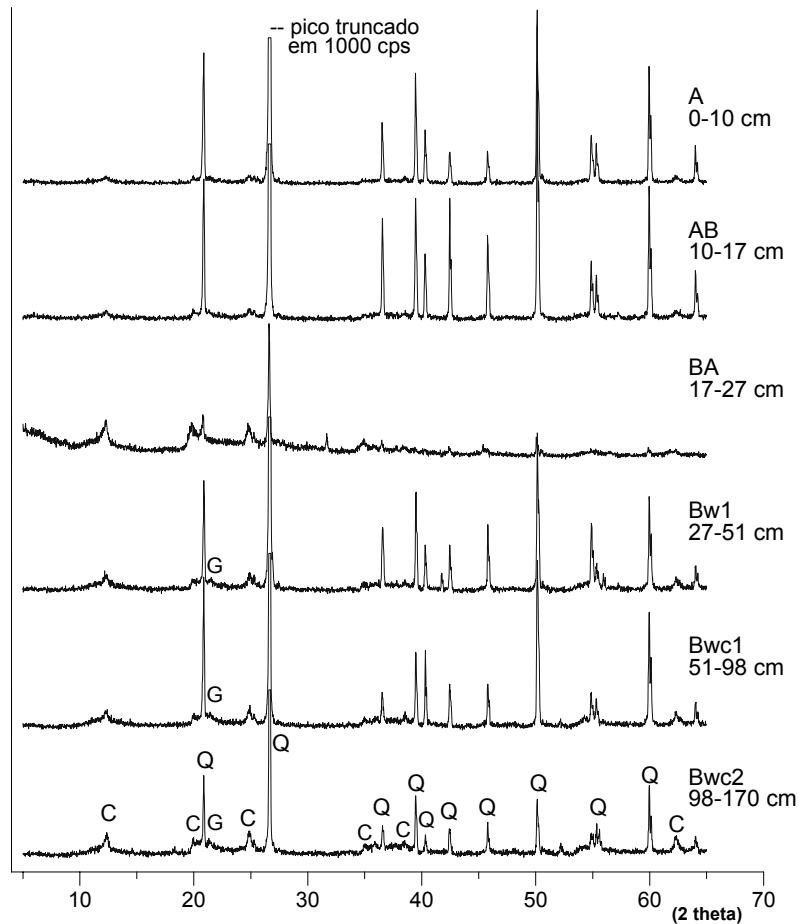


Figura 5.4 Características mineralógicas de terra fina seca ao ar (TFSA) nos horizontes A, AB, BA, Bw<sub>1</sub>, Bwc<sub>1</sub>, Bwc<sub>2</sub>, do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional de tabuleiros costeiros na região do baixo rio Benfica, estuário guajarino, Amazônia oriental (Q=quartzo, C=caulinita, G=goethita).

Essa mineralogia estudada foi consistente com diferentes sistemas pedoquímicos, ou de solos latossólicos e podzólicos na Amazônia, originados a partir das rochas sedimentares da formação Barreiras com domínio de caulinita (Moller, 1986; Costa, 1991).

No Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc), com horizonte concrecionário ferruginoso bem desenvolvido, observa-se ligeiro aumento dos teores de goethita, marcados pela reflexão entre 4,18 e 4,14 Å. Esta

variação no ângulo 2 theta está relacionada à possibilidade de substituição do Fe pelo Al na estrutura da goethita, comum em solos e lateritos das regiões tropicais (Schülze, 1989).

Os difratogramas revelam ainda a presença de elevado background e de picos abertos e mal delineados, característicos de minerais de baixo grau de cristalização ou mesmo da presença de material não cristalizado ou amorfo, o que pode ser comum para os óxidos ou hidróxidos de ferro (Figuras 5.5 e 5.6). Exceção a esta última regra é o quartzo que apresenta-se bem cristalizado, com picos bem delineados devido ao seu caráter residual (Figuras 5.4 e 5.5).

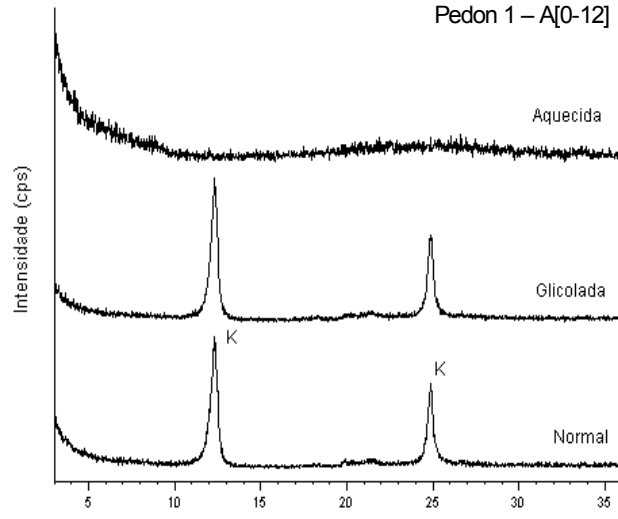
Em solos de tabuleiros costeiros, resultados similares foram constatados para a mineralogia da fração argila nas classes de LAd e LAdc, com predomínio da caulinita entre 70 a 90% (Jacomine, 2001).

Tabela 5.2 Composição mineralógica da fração terra fina seca ao ar (< 2 mm) e da fração argila (< 0,002 mm) considerando minerais dominantes e acessórios de Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região de tabuleiros costeiros na Amazônia oriental

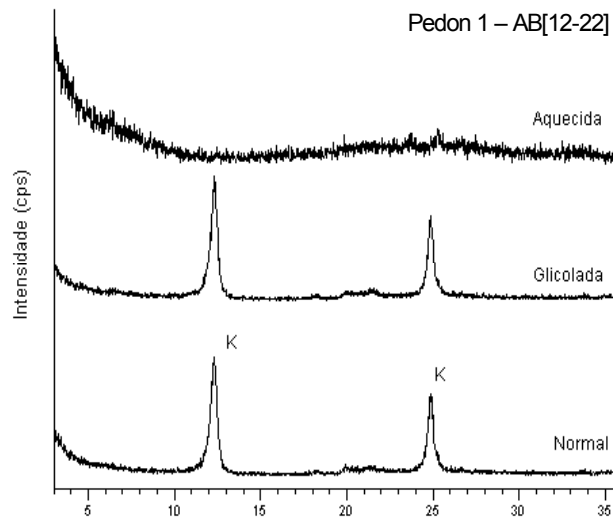
Unidade pedogenética*	Fração	[Minerais < 2 :m]	
		Dominante	Acessórios*
LAd	TFSA	quartz	Caulinita
LAd	Arg	caulinita	Gbb
LAdc	TFSA	quartz	caulinita, Gt
LAdc	Arg	caulinita	Gt, Gbb, A

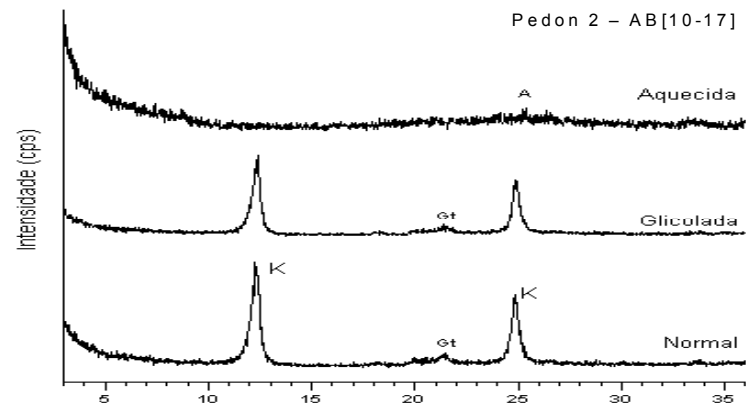
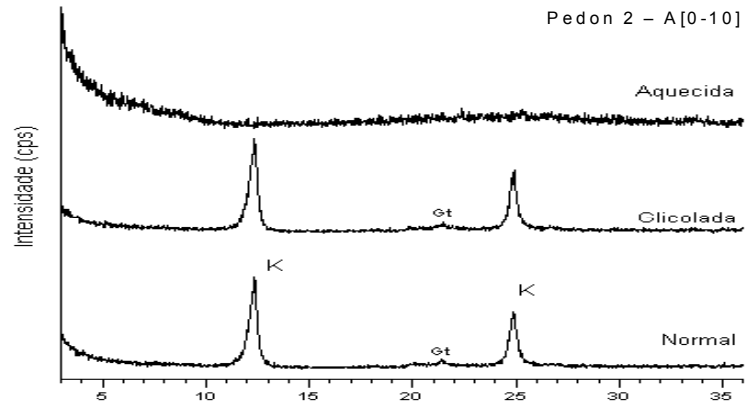
(\*)A= anatásio Gbb= gibbsita, Gt= goethita, LAd=Latossolo Amarelo distrófico, LAdc= Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário

Pedon 1 – A[0-12]



Pedon 1 – AB[12-22]





### 5.5.2.2 Minerais dominantes e acessórios

#### Caulinita $[Al_2Si_2O_5(OH)_4]$

A caulinita pode ter se originado no sistema pedoquímico através do intemperismo de silicatos (Krauskopf & Bird, 1995), ou diagênese *in situ* considerando-se a abundância de Al e Si no plasma. Esse fenômeno pode ser em parte explicado pelas relações moleculares. A relação molecular  $SiO_2$  com sesquióxidos de Al e Fe foi igual a 0,80 para o Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc). Esse índice auxilia no entendimento do desenvolvimento do solo, confirmando neste caso, o avançado intemperismo das unidades pedogênicas estudadas (Tabelas 5.3 e 5.4).

Comparando-se com os resultados de Markevich e Pavich (1991) os valores dos índices (Kr) de 0,86 no LAd (Tabela 5.4) e 0,80 no LAdc (Tabela 5.4) são indicadores de que o processo de formação da caulinita teve início nos últimos 10 milhões de anos. Esse resultado é compatível com a idade dos sedimentos da Formação Barreiras do Mioceno Inferior (Rossetti et al, 1989). O estoque de caulinita  $[Al_2Si_2O_5(OH)_4]$  pode ter começado a ser produzido no Mioceno a partir do intemperismo de feldspatos, onde passou a dominar na fração argila dos latossolos e argissolos dos tabuleiros costeiros da Amazônia oriental (Moller, 1986).

Além do intemperismo produtor de caulinita a partir dos feldspatos pode ter ocorrido a formação do mineral pedogenicamente, uma vez que o silício participa do ciclo biogeoquímico que mantém os estoques *in situ* através do fluxo na fitomassa arbórea e atmosférico (Lucas et al. 1993 e Martins, 1997). Os ciclos biogeoquímicos são sustentados por sistemas complexos como os florestais aqui considerados e possuem a capacidade de manter a adição de Si via precipitação interna. Na região, os valores alcançam estimativa média de  $10,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e elevada concentração na solução do solo (Martins, 1997).

O fenômeno de fluxo de Si via precipitação interna promove a riqueza no plasma do solo, de modo a manter a estabilidade da caulinita nos horizontes superficiais, conforme evidências em sistemas pedoquímicos na Amazônia (Lucas et al. 1993). A magnitude da concentração de  $SiO_2$  (Tabelas 5.3 e 5.4), tanto no LAd, como no LAdc, pode ter elaborado *in situ* as condições de produção do mineral secundário caulinita  $[Al_2Si_2O_5(OH)_4]$  e em menor proporção a gibbsita  $[Al(OH)_2]$ , hematita ( $Fe_2O_3$ ) e goethita ( $FeOOH$ ) (Lucas et al. 1993).

A caulinita constitui-se um dos mais comuns hidróxidos de alumínio encontrado nos solos. Em condições de elevada pluviosidade esse mineral entra em dissolução incongruente, formando gibbsita (Allen & Hajek, 1989 e Schlesinger, 1997).

- Gibbsita  $[AlOOH]$

Este mineral de alumínio é o mais comum hidróxido nos solos e, às vezes, é predominante na fração argila. A origem preconizada usualmente deste mineral é a dessilificação da caulinita (Allen & Hajek, 1989). Evidências de

estudos micromorfológicos relatam que este mineral se forma pseudomorficamente após os feldspatos. A gibbsita é um mineral que ocorre em unidades pedogênicas altamente intemperizadas (Allen & Hajek, 1989; HSU, 1989).

- Goethita (FeOOH)

Esse mineral de ferro (Fe) é considerado o mineral de maior distribuição nos solos, ocorrendo com grande magnitude de variação em condições ambientais (Allen & Hajek, 1989). Nos solos estudados, verificou-se sua ocorrência no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) na fração terra fina seca ao ar (TFSA) e argila (Figuras 5.4 e 5.6).

A proporção de goethita e hematita é maior em regiões temperadas e frias em relação às regiões subtropicais e tropicais, embora seja um componente importante nos oxissolos (Moller, 1986; Schwertmann & Taylor, 1989). A origem da goethita ocorreu a partir de sedimentos e parte é autogênica sob a influência do meio pedoquímico (Schwertmann, 1971; Moller e Kant, 1984).

Um aspecto importante da goethita é a ocorrência do fenômeno de substituição isomórfica de Fe por Al na estrutura cristalina, devido a grande proporção de Al no meio de cristalização em relação ao Fe (Norrish & Taylor, 1961 e Moller & Klant, 1984). Esse mineral da fração coloidal é importante na melhoria das propriedades físicas do solo, todavia, desfavorável quando adsorve fósforo (Moller & Klant, 1984).

Tabela 5.3 Propriedades químicas da matriz pedoquímica no Latossolo Amarelo distrófico (LAd-Pedon 1) na região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfca, Amazônia oriental

Pedon 1	A [0-12]	AB [12-22]	BA [22-37]	Bw1 [37-69]	Bw2 [69-111]	Bw3 [111-163]
pH (H <sub>2</sub> O)	4,5	4,7	4,7	4,6	4,7	4,7
pH (KCl)	4,3	4,6	4,6	4,5	4,6	4,6
Delta (pH)	-0,2	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1
Soma de bases(S); (CTC); acidez total (cmol <sub>c</sub> /kg); bases trocáveis(V) e saturação de Al(m)						
[Ca]	0,027	0,026	0,024	0,025	0,025	0,030
[Mg]	0,015	0,023	0,013	0,013	0,010	0,011
[K]	0,035	0,013	0,003	0,005	0,011	0,003
[Na]	0,030	0,020	0,010	0,010	0,020	0,010
[S]	0,110	0,080	0,050	0,060	0,060	0,060
[AL]	1,240	1,270	1,310	0,740	0,740	0,930
[H]	10,060	9,230	8,690	8,690	7,840	8,400
[CTC]	11,420	10,590	10,050	9,480	8,640	9,390
[CTCe]	1,35	1,35	1,36	0,80	0,80	0,99
V [%]	1,000	0,800	0,500	0,600	0,700	0,600
M[%]	91,900	94,000	96,000	92,700	92,100	94,200
Pedon 1	A [0-12]	AB [12-22]	BA [22-37]	Bw1 [37-69]	Bw2 [69-111]	Bw3 [111-163]



C[ %]	4,09	2,25	1,64	1,17	0,86	0,68
N[%]	0,33	0,20	0,16	0,10	0,09	0,07
C:N	12,50	11,10	10,20	11,20	10,10	10,30
[P ppm]	4,11	1,76	0,66	0,38	0,18	0,35
Composição química de óxidos dominantes da fração (< 2 mm )						
SiO <sub>2</sub>	86,93	86,44	85,53	86,32	82,59	82,59
Al <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	5,57	6,10	7,62	7,04	7,98	10,00
FeO <sub>3</sub>	1,17	1,51	1,84	2,27	1,83	1,94
TiO <sub>2</sub>	0,82	1,22	0,44	0,63	1,30	0,91
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
[Ki]	15,60	14,20	11,20	12,30	10,30	8,30
[Kr]	16,80	15,70	13,10	14,50	12,20	10,20
Composição química de óxidos dominantes da fração argila ( < 0.002 mm ) no pedon 1(LAd)						
Nº	[Variável]	Bw2 [69-111]				
1	SiO <sub>2</sub>	36,86				
2	Al <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	35,16				
3	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	7,51				
4	TiO <sub>2</sub>	2,00				
5	não	< 0.10				
6	CaO	< 0.10				
7	MgO	< 0.10				
8	CaO	< 0.10				
9	K <sub>2</sub> O	< 0.10				
10	MnO	< 0.10				
11	CuO	< 0.10				
12	ZnO	< 0.10				
13	PF	17,80				
14	total	99,33				
15	Ki*	1,05				
16	Kr*	0,86				

(\*) Ki = SiO<sub>2</sub> / Al<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Kr = SiO<sub>2</sub> / Al<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + FeO<sub>3</sub>

Tabela 5.4 Propriedades químicas da matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo distrófico endocronconcrecionário (LAdc) pedon 2, na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental

Pedon 2	A [0-10]	AB [10-17]	BA [17-27]	BW1 [27-51]	BWc1 [51-98]	Bwc2 [98-170]
pH (H <sub>2</sub> O)	4,30	4,40	4,40	4,20	4,40	4,30
pH (KCl)	3,90	4,20	4,30	4,10	4,30	4,16
Delta (pH)	-0,40	-0,20	-0,10	-0,10	-0,10	-0,14
Soma de bases(S), capacidade de troca catiônica (CTC), acidez total (cmol <sub>c</sub> /kg), bases trocáveis(V) e saturação de Al(m), Carbono(C%)						
[Ca]	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
[Mg]	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
[K]	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
[Na]	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
[S]	0,09	0,09	0,09	0,07	0,07	0,07
[AL]	1,52	1,00	0,62	0,75	0,79	0,72
[H]	4,84	2,30	2,51	2,07	2,29	2,29
[CTC]	6,45	3,39	3,22	2,89	3,15	3,09
[CTCe]	1,61	1,09	0,71	0,82	0,86	0,79
V[%]	1,40	2,70	2,80	2,40	2,10	2,40
m[%]	94,30	91,60	87,50	91,50	92,20	90,60
Pedon 2	A [0-10]	AB [10-17]	BA [17-27]	BW1 [27-51]	BWc1 [51-98]	Bwc2 [98-170]
C[%]	4,09	2,25	1,64	1,17	0,86	0,68
N[%]	0,33	0,20	0,16	0,12	0,11	0,09
C:N	12,50	11,00	10,12	9,51	8,20	7,80
[P ppm]	3,48	1,42	0,89	0,14	0,14	0,15
Composição química de óxidos dominantes da fração (< 2 mm)						
SiO <sub>2</sub>	85,61	86,32	84,50	82,83	83,22	75,85
Al <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	6,09	6,11	7,65	8,31	8,12	13,69
FeO <sub>3</sub>	1,42	1,84	2,22	3,18	2,75	3,52
TiO <sub>2</sub>	1,12	1,17	0,98	1,26	0,97	0,87
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
[Ki]	14,10	14,10	11,00	10,00	10,20	5,50
[Kr]	15,50	16,00	13,30	13,10	13,00	9,10
Composição química de óxidos (%) dominantes da fração argila (< 0.002 mm) no pedon 2(LAdc)						
Nº	[Variável]					BWc1 [51-98]
1	SiO <sub>2</sub>					34,96
2	Al <sub>3</sub> O <sub>2</sub>					33,56
3	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>					10,08
4	TiO <sub>2</sub>					1,59
5	NaO					< 0,10
6	CaO					< 0,10
7	MgO					< 0,10
8	CaO					< 0,10
9	K <sub>2</sub> O					< 0,10
10	MnO					< 0,10
11	CuO					< 0,10
12	ZnO					< 0,10
13	PF					18,88
14	total					99,07
15	Ki*					1,04
16	Kr*					0,80

(\*) Ki = SiO<sub>2</sub> / Al<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Kr= SiO<sub>2</sub> / Al<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + FeO<sub>3</sub>

#### Anatásio ( $TiO_2$ ) e Quartzo ( $SiO_2$ )

O  $TiO_2$  pode ter se originado de forma autogênica na fração argila do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc), ocorrendo como acessório da caulinita, mineral dominante (Tabela 5.2). Esse óxido é um indicador de ambiente altamente intemperizado (Sherman, 1952; Walker et al. 1969; Allen & Hajek, 1989).

O  $SiO_2$  foi encontrado nos sistemas pedoquímicos LAd e LAdc, estando mais presente nas frações silte, areia fina e grossa (Tabela 5.2). Os elementos traço mais comuns no quartzo incluem Al, Ti, Fe, Na, Li, K, Mg, Ca e H (Dress, et al. 1989). O Si tem um papel importante no ciclo bioquímico, fazendo parte das estruturas de sustentação e proteção das plantas, principalmente as acumuladoras do elemento (Mengel et al. 2001).

O Al é contaminante e dominante no quartzo natural e é normalmente o íon mais abundante no meio de cristalização, o que não corresponde necessariamente ao melhor ajustado na estrutura cristalina. Esse cátion tende a ser o que mais ocorre como contaminante na estrutura do cristal, substituindo o silício (Si) em regime de troca isomórfica (Dress et al. 1989).

#### 5.5.2.3 Propriedades pedoquímicas

##### Hidrogênio (H)

As fontes protogênicas representadas pelos ácidos orgânicos incluindo ácido cítrico, tartárico, tânico e oxálico, constituem fatores diferenciais na formação dos estoques de H na matriz pedoquímica (Bohn et al, 1979; Van Raij, 1983; Binkley & Richter, 1987; Sposito, 1989 e Borman & Likens, 1994). Nesse solo a adição de óxidos básicos pela combustão da fitomassa na preparação da área foi fator importante no deslocamento de prótons no contexto do ciclo biogeoquímico e com possível influência na autocorrelação do estoque do H. Resultados similares foram considerados por Sanchez (1976).

- Alumínio (Al)

A feição pedoquímica da semivariância do Al indica o regime de agregação das estimativas desse cátion na área. Esse fenômeno de acumulação diferencial de Al pode ter sido influenciado pelo efeito de fontes endógenas da caulinita e gibbsita (Tabela 5.2). Os fluxos hidrogeoquímicos exógenos via precipitação interna e escoamento pelo tronco foram fatores adicionais na produção da variância dos estoques. Estudos similares corroboram essas constatações (Bormann & Likens, 1994; Markewitz, 1996; Martins, 1997 e Richter & Markewitz, 2001). A saturação de alumínio indicada pelo valor m(%), variou de 87 a 94% em ambos os sistemas pedoquímicos estudados, o que deu suporte ao fenômeno de lixiviação de bases trocáveis (Tabela 5.5). Esses resultados foram coerentes com valores encontrados em latossolos de regiões tropicais (Sanchez, 1976).

Os valores relativos do Al determinam o caráter álico dessas unidades de sistemas pedoquímicos e contribuem de 9 a 10% na CTC no LAd e de 19 a 25% no LAdc (Tabela 5.5). Esses ecossistemas se desenvolveram sob regime de elevada saturação de alumínio (Al), uma vez que solos com mais de 20% de saturação são considerados tóxicos para plantas sensíveis (Kamprath, 1967). Nessa província biogeoquímica pode ocorrer a possibilidade da dominância de plantas tolerantes a níveis tóxicos de alumínio (Tabela 5.5) à semelhança de resultados considerados por Sanchez (1976). Nesses sistemas pedoquímicos, os níveis de saturação de alumínio ocorreram com valores coerentes com as classes de solos estudadas nos trópicos (Sanchez, 1976). Comparativamente, o LAdc no FSU, foi superior ( $p < 0,001$ ) ao Latossolo Amarelo distrófico (LAd) no VSU (Tabela 5.6).

- Sódio (Na)

O Na ocorreu com mediana de  $0,02 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ , variando de  $0,02$  a  $0,03 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  no LAd. No LAdc o valor da mediana foi de  $0,03 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ , variando de  $0,02$  a  $0,06 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  (Tabela 5.7). O armazenamento de Na no LAd ocorreu com mediana de  $18,24 \text{ kg}.\text{ha}^{-1}$  variando de  $14,45$  a  $23,80 \text{ kg}.\text{ha}^{-1}$ . Esses valores foram inferiores ( $p < 0,001$ ) aos do LAdc, onde o armazenamento mediano foi de  $20,36 \text{ kg}.\text{ha}^{-1}$ , variando de  $13,14$  a  $32,62 \text{ kg}.\text{ha}^{-1}$  (Tabela 5.8). A ocorrência desse metal alcalino no LAd e LAdc foi inferior ao valor de referência mínimo ( $<0,10 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ) incluindo valores medianos e classe variacional (Van Raij, 1983). No caso do LAdc os resultados foram coerentes com os constatados na região nordeste do Pará (Vieira, 1975).

Tabela 5.5 Resultados analíticos de pH, em água (pH<sub>1</sub>) e em KCl (pH<sub>2</sub>), alumínio (Al<sup>3+</sup>), cátion hidrogênio (H<sup>+</sup>,  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ), soma de bases (S,  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ); capacidade de troca de bases (CTC,  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ), capacidade de troca de base efetiva (CTCe,  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ), saturação de bases (V%) e saturação de alumínio (m%) das matrizes pedoquímicas de Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

Nº	pH	pH	Al	H	S	CTC	CTCe	V (%)	m (%)	pH	pH	Al	H	S	CTC	CTCe	V (%)	m (%)
	(H <sub>2</sub> O)	(KCl)								(H <sub>2</sub> O)	(KCl)							
LAd (VSU)										LAdc (FSU)								
1	5,1	4,6	0,98	8,33	0,14	9,45	1,12	1,50	87,40	4,3	4,2	1,62	10,24	0,23	12,09	1,85	1,90	87,57
2	4,7	4,6	1,18	9,17	0,30	10,64	1,48	2,78	79,89	4,3	4,4	1,62	10,05	0,14	11,81	1,76	1,20	91,96
3	4,3	4,4	1,47	9,80	0,25	11,52	1,72	2,16	85,51	4,3	4,3	1,76	10,69	0,16	12,61	1,92	1,25	91,83
4	4,5	4,2	2,06	13,97	0,34	16,37	2,40	2,06	85,91	4,2	4,3	1,72	10,93	0,22	12,86	1,94	1,69	88,76
5	4,4	4,5	1,13	9,17	0,34	10,63	1,47	3,19	76,87	4,2	4,4	1,42	9,12	0,10	10,64	1,52	0,97	93,24
6	4,3	4,4	1,47	8,82	0,15	10,44	1,62	1,42	90,86	4,1	4,2	1,96	10,88	0,18	13,02	2,14	1,38	91,62
7	4,6	4,5	1,32	9,17	0,21	10,70	1,53	1,96	86,34	4,4	4,3	1,57	9,70	0,17	11,45	1,74	1,53	89,97
8	4,4	4,5	1,37	8,82	0,29	10,49	1,66	2,79	82,43	4,1	4,4	1,96	11,22	0,14	13,32	2,10	1,04	93,43

9	4,5	4,5	1,96	7,94	0,23	10,13	2,19	2,31	89,35	4,0	4,2	2,21	11,13	0,19	13,52	2,40	1,42	92,00
10	4,4	4,5	1,27	9,02	0,33	10,63	1,60	3,15	79,19	4,2	4,2	1,86	10,78	0,25	12,90	2,11	1,96	88,07
11	4,4	4,4	1,13	8,23	0,25	9,61	1,38	2,63	81,69	4,2	4,4	1,27	9,36	0,11	10,74	1,38	0,98	92,34
12	4,5	4,2	1,37	8,72	0,20	10,29	1,57	1,90	87,55	4,3	4,2	1,96	11,18	0,13	13,27	2,09	1,00	93,67
13	4,3	4,3	1,57	9,95	0,19	11,71	1,76	1,64	89,08	4,1	4,2	1,76	10,49	0,18	12,43	1,94	1,43	90,87
14	4,3	4,4	1,32	9,07	0,22	10,61	1,54	2,06	85,80	4,2	4,1	2,16	10,83	0,14	13,13	2,30	1,06	93,94
15	4,4	4,3	1,42	10,00	0,20	11,62	1,62	1,69	87,85	4,2	4,4	1,72	9,95	0,25	11,92	1,97	2,10	87,28
16	5,2	4,4	1,23	12,11	0,19	13,52	1,42	1,42	86,45	4,3	4,3	1,72	10,05	0,17	11,94	1,89	1,46	90,76
17	4,4	4,4	1,37	8,82	0,21	10,41	1,58	2,04	86,63	4,1	4,3	1,86	9,90	0,18	11,95	2,04	1,53	91,04
18	4,4	4,4	1,18	8,97	0,26	10,41	1,44	2,50	81,89	4,4	4,5	2,06	11,57	0,26	13,88	2,32	1,84	88,97
19	4,7	4,5	1,13	11,76	0,20	13,09	1,33	1,49	85,23	4,2	4,3	1,76	10,00	0,17	11,93	1,93	1,38	91,44
20	4,3	4,4	1,37	9,17	0,17	10,71	1,54	1,59	88,99	4,0	4,0	2,25	11,67	0,20	14,12	2,45	1,39	92,01
21	4,6	4,5	1,08	8,58	0,19	9,85	1,27	1,95	84,90	4,2	4,2	2,21	11,96	0,15	14,31	2,36	1,02	93,80
22	4,8	4,6	1,27	9,31	0,21	10,80	1,48	1,93	85,93	4,2	4,2	1,62	10,24	0,20	12,06	1,82	1,66	88,98
23	4,5	4,4	1,32	8,97	0,19	10,49	1,51	1,84	87,26	4,2	4,3	1,57	9,75	0,17	11,49	1,74	1,47	90,29
24	4,3	4,6	1,27	8,63	0,13	10,03	1,40	1,26	90,99	4,1	4,3	1,86	10,20	0,21	12,27	2,07	1,74	89,71
25	4,3	4,4	1,18	8,58	0,21	9,96	1,39	2,11	84,81	4,4	4,3	2,55	15,44	0,22	18,21	2,77	1,19	92,16
26	4,4	4,4	1,23	8,58	0,17	9,97	1,40	1,66	88,08	4,5	4,3	1,67	10,49	0,24	12,40	1,91	1,94	87,38
27	4,5	4,5	1,18	9,02	0,16	10,35	1,34	1,54	88,04	4,6	4,4	1,37	9,90	0,21	11,48	1,58	1,84	86,67
28	4,3	4,4	1,27	8,82	0,23	10,33	1,50	2,25	84,55	4,2	4,3	1,57	9,61	0,16	11,34	1,73	1,44	90,60
29	4,5	4,5	1,08	8,48	0,15	9,70	1,23	1,50	88,09	4,2	4,2	1,91	10,44	0,22	12,57	2,13	1,72	89,86
30	4,7	4,3	1,37	11,76	0,15	13,29	1,52	1,13	90,11	4,1	3,9	1,96	11,96	0,23	14,15	2,19	1,65	89,36
31	4,3	4,4	1,23	9,31	0,20	10,74	1,43	1,89	85,76	4,4	4,2	1,62	12,94	0,27	14,83	1,89	1,85	85,47
32	4,1	4,4	1,37	8,92	0,23	10,53	1,60	2,22	85,45	4,3	4,2	1,96	10,54	0,21	12,71	2,17	1,62	90,47
33	4,2	4,3	1,42	9,17	0,16	10,75	1,58	1,51	89,73	4,6	4,1	1,76	13,82	0,18	15,77	1,94	1,13	90,80
34	4,2	4,4	1,42	9,56	0,17	11,15	1,59	1,52	89,37	4,2	4,2	1,91	10,54	0,13	12,58	2,04	1,06	93,50
35	4,2	4,3	1,42	8,48	0,25	10,15	1,67	2,45	85,14	4,2	4,3	1,67	10,10	0,15	11,92	1,82	1,29	91,53
36	5,1	4,4	1,18	11,91	0,18	13,26	1,36	1,33	86,97	4,1	4,1	1,96	10,64	0,23	12,83	2,19	1,79	89,54
37	4,2	4,4	0,98	8,53	0,24	9,74	1,22	2,42	80,63	4,9	4,4	1,47	12,99	0,19	14,65	1,66	1,32	88,36
38	4,3	4,5	1,23	8,58	0,22	10,02	1,45	2,16	85,01	4,2	4,2	2,21	10,64	0,17	13,01	2,38	1,30	92,86
39	4,4	4,4	1,30	9,50	0,18	10,92	1,48	1,63	87,71	4,3	4,3	1,57	9,66	0,16	11,38	1,73	1,38	90,91
40	4,4	4,4	1,30	9,60	0,20	11,06	1,50	1,82	86,49	4,2	4,3	1,72	10,05	0,19	11,95	1,91	1,55	90,24
med	4,5	4,4	1,31	9,38	0,21	10,90	1,52	1,96	86,00	4,3	4,3	1,81	10,79	0,19	12,79	2,00	1,46	90,58
SD	0,2	0,1	0,21	1,24	0,05	1,33	0,23	0,50	3,20	0,2	0,1	0,27	1,25	0,04	1,43	0,28	0,31	2,10
CV	5,6	2,2	15,99	13,22	24,78	12,22	14,89	25,60	3,72	4,1	2,8	14,75	11,60	22,21	11,16	13,88	21,12	2,32
min	4,1	4,2	0,98	7,94	0,13	9,45	1,12	1,13	76,87	4,0	3,9	1,27	9,12	0,10	10,64	1,38	0,97	85,47
max	5,2	4,6	2,06	13,97	0,34	16,37	2,40	3,19	90,99	4,9	4,5	2,55	15,44	0,27	18,21	2,77	2,10	93,94
mediana	4,4	4,4	1,29	9,02	0,20	10,57	1,50	1,92	86,40	4,2	4,3	1,76	10,52	0,18	12,58	1,94	1,44	90,78

(<sup>o</sup>) CTC=capacidade de troca de cations; V=saturação de bases (%); m=saturação de Al(%)

Tabela 5.6 Procedimentos comparativos das propriedades químicas do Latossolo Amarelo distrófico típico (LAd) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) e do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) (médias, medianas erro padrão da média - SE) como: i) capacidade de troca catiônica (CTC); ii) capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe); iii) soma de bases (S); iv) concentração de Al, Ca, Mg, K, Na e H. [Valores seguidos nas linhas por letra desigual, são significativamente diferentes,  $p < 0,001$  pelo teste Mann-Whitney,  $n=40$ ; profundidade de 20 cm]

Variável	LAd(VSU)	LAdc(FSU)
	( $\text{cmol}_c \text{Kg}^{-1}$ )	
CTC	10,57 b	12,57 a
CTC efetiva	1,50 b	2,06 a
S	0,21 a	0,19 a
AL	1,28 b	1,76 a
Ca	0,08 a	0,04 b

Mg	0,05 a	0,05 a
K	0,03 b	0,04 a
Na	0,04 b	0,05 a
H	9,02 b	10,51 a

- Potássio (K)

A concentração do K no LAd ocorreu em 77% das estimativas dos valores de concentração variando de 0,01 a 0,03 cmol<sub>c</sub>.kg e a mediana foi de 0,02 cmol<sub>c</sub>.kg. No LAdc 90% das estimativas de concentrações variaram de 0,02 a 0,05 cmol<sub>c</sub>.kg e a mediana foi de 0,03 cmol<sub>c</sub>.kg (Tabela 5.7). As concentrações medianas e a classe variacional desse cátion nas unidades pedogenéticas estudadas ocorreram abaixo do valor mínimo de referência do elemento (< 0,10 cmol<sub>c</sub>.kg) na matriz pedoquímica (Van Raij, 1983). No caso do LAdc, com valor médio de 0,09 cmol<sub>c</sub>.kg, foram similares em termos absolutos de concentração e, portanto, inclusos na faixa de variação desse cátion nos solos da região (Vieira, 1975).

O armazenamento de K no LAd variou de 11,64 a 39,11 kg.ha<sup>-1</sup> e a mediana foi de 24,30 kg.ha<sup>-1</sup>. No LAdc os valores variaram de 16,19 a 51,77 kg.ha<sup>-1</sup> com mediana de 25,49 kg.ha<sup>-1</sup> (Tabela 5.8). Esses resultados não diferiram entre si (p > 0,05). Esse cátion ocorreu em valores coerentes com as matrizes pedoquímicas de Latossolo Amarelo distrófico, na região nordeste do Pará, com valor médio de 78 kg.ha<sup>-1</sup>, superior a área estudada.

A pequena reserva de K nos sistemas pedoquímicos de LAd e LAdc não se originou de fonte litogênica, em virtude da ausência de minerais primários. Portanto, assume-se que esse estoque mínimo ocorreu via fonte biogênica no ciclo biogeoquímico ou associado ao ciclo geoquímico (fluxo atmosférico) também explicado por outros trabalhos (Lesack & Melack, 1996; Martins, 1997 e Richter & Markewitz, 2001).

O potássio é um elemento químico de elevada mobilidade no ciclo bioquímico do ecossistema, isto é, nos mecanismos fisiológicos dos vegetais (Kramer & Koslowski, 1979), então a absorção desse cátion no nível da rizosfera ocorre com eficiência. Esse aspecto produz a persistência do elemento no ciclo bioquímico, com perdas desprezíveis (Cole & Rapp, 1981 e Richter & Markewitz, 2001).

- Cálcio (Ca)

Em uma análise global na Amazônia brasileira, McGrath et al.(2001) revelaram que as concentrações de Ca em latossolos (LA's) e argissolos (PV's) distróficos possuem valores extremamente baixos e influenciam negativamente na produtividade dos ecossistemas.

O armazenamento do Ca no LAd ocorreu com mediana de 36,55 kg.ha<sup>-1</sup> e amplitude variando de 14,40 a 90,90 kg.ha<sup>-1</sup>, sendo superior (p < 0,001) aos valores do LAdc, com armazenamento mediano de 13,26 kg.ha<sup>-1</sup> e amplitude de 4,70 a 34,66 kg.ha<sup>-1</sup> (Tabela 5.8). Os valores do armazenamento desse cátion nos horizontes superficiais (0-20 cm) foram compatíveis com os latossolos na Amazônia oriental, com estimativa média de 30,24 kg.ha<sup>-1</sup> (Russell, 1983).

As estimativas de Ca no sistema pedoquímico foram maiores (p < 0,001) no LAd do que no LAdc. Esse resultado se deve ao efeito residual da adição de óxidos via queima de fitomassa durante o preparo da área (Tabela 5.8). Essa diferença de estoque persistirá em razão da existência do ciclo biogeoquímico que sustenta os padrões de fluxo e armazenamento ao longo do tempo, associado ao ciclo geoquímico, que mantém adição atmosférica via matriz hidroquímico pela precipitação interna em média de 8,7 kg.ha<sup>-1</sup> (Martins, 1997).

Tabela 5.7 Valores de concentração (cmol<sub>c</sub>.kg<sup>-1</sup>) de metais alcalinos e alcalinos terrosos na matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário(LAdc), na região dos tabuleiros costeiros, no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

Nº	X	Y	LAd				LAdc			
			Na	K	Ca	Mg	Na	K	Ca	Mg
1	0	0	0,03	0,02	0,02	0,03	0,05	0,04	0,03	0,04
2	0	10	0,03	0,02	0,09	0,06	0,03	0,02	0,02	0,03
3	0	20	0,02	0,02	0,09	0,05	0,03	0,03	0,02	0,03
4	0	30	0,03	0,03	0,12	0,06	0,04	0,03	0,04	0,04
5	0	40	0,03	0,03	0,14	0,06	0,02	0,02	0,02	0,02
6	10	40	0,02	0,01	0,04	0,03	0,04	0,04	0,02	0,02
7	10	30	0,03	0,02	0,06	0,04	0,03	0,02	0,02	0,06
8	10	20	0,02	0,03	0,08	0,06	0,03	0,02	0,01	0,02
9	10	10	0,02	0,01	0,08	0,04	0,03	0,02	0,03	0,04
10	10	0	0,03	0,02	0,14	0,04	0,02	0,02	0,07	0,06
11	20	0	0,02	0,02	0,10	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02
12	20	10	0,03	0,02	0,05	0,03	0,03	0,02	0,01	0,02
13	20	20	0,03	0,03	0,05	0,03	0,03	0,02	0,05	0,03
14	20	30	0,03	0,02	0,06	0,04	0,03	0,02	0,02	0,03
15	20	40	0,03	0,02	0,05	0,04	0,03	0,03	0,06	0,06
16	30	40	0,03	0,02	0,05	0,04	0,04	0,03	0,02	0,03
17	30	30	0,03	0,02	0,07	0,04	0,03	0,02	0,04	0,04
18	30	20	0,03	0,02	0,08	0,05	0,04	0,04	0,04	0,06
19	30	10	0,02	0,01	0,06	0,03	0,03	0,02	0,02	0,04
20	30	0	0,02	0,02	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03
21	40	0	0,02	0,02	0,06	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03
22	40	10	0,02	0,01	0,08	0,03	0,04	0,04	0,03	0,04
23	40	20	0,02	0,01	0,06	0,04	0,04	0,03	0,02	0,03

24	40	30	0,02	0,01	0,03	0,03	0,05	0,04	0,01	0,04
25	40	40	0,03	0,02	0,06	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04
26	50	40	0,02	0,01	0,05	0,03	0,04	0,03	0,05	0,04
27	50	30	0,02	0,02	0,04	0,02	0,04	0,02	0,03	0,05
28	50	20	0,02	0,02	0,09	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03
29	50	10	0,02	0,01	0,04	0,02	0,06	0,04	0,03	0,02
30	50	0	0,03	0,02	0,03	0,03	0,05	0,05	0,03	0,04
31	60	0	0,02	0,02	0,06	0,03	0,04	0,04	0,04	0,05
32	60	10	0,02	0,02	0,06	0,06	0,04	0,04	0,03	0,03
33	60	20	0,02	0,02	0,04	0,02	0,04	0,03	0,02	0,03
34	60	30	0,02	0,02	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02
35	60	40	0,03	0,03	0,07	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02
36	70	0	0,02	0,01	0,05	0,03	0,04	0,03	0,04	0,04
37	70	10	0,03	0,02	0,06	0,06	0,03	0,02	0,05	0,03
38	70	20	0,02	0,01	0,07	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03
39	70	30	0,02	0,01	0,05	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03
40	70	40	0,02	0,02	0,05	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03
Media			0,02	0,02	0,06	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03
Desv			0,00	0,00	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
cv[%]			12,17	25,16	41,82	29,47	22,03	28,47	43,86	33,90
Min			0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
Max			0,03	0,03	0,14	0,06	0,06	0,05	0,07	0,06
Mediana			0,02	0,02	0,06	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03

Tabela 5.8 Comparação de magnitude da concentração e armazenamento de metais alcalinos Na e K, alcalinos terrosos Ca e Mg, e elementos traços Mn, Fe, Cu e Zn na matriz pedoquímica de Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental [Valores seguidos nas linhas por letra desigual, são significativamente diferentes,  $p < 0,001$  pelo teste Mann-Whitney,  $n=40$ ]

Cátion	VSU	FSU
	(ppm)	
Na	0,02 b	0,03 a
K	0,02 b	0,03 a
Ca	0,06 a	0,03 b
Mg	0,04 a	0,03 b
Cátion	VSU	FSU
	(Kg.ha <sup>-1</sup> )	
Na	18,24 b	20,86 a
K	24,30 b	25,49 a
Ca	36,55 a	13,26 b
Mg	14,69 a	10,51 b
Cátion	VSU	FSU
	(ppm)	
Mn	0,04 b	0,05 a
Fe	110,00 b	123,50 a
Cu	0,38 a	0,25 b
Zn	0,83 a	0,71 b
Cátion	VSU	FSU
	(Kg.ha <sup>-1</sup> )	
Mn	1,45 a	0,82 b



Fe	314 b	398 a
Cu	1,27 a	0,73 b
Zn	2,67 a	2,28 b

Os valores medianos e faixa de variação no Ca em ambas as matrizes pedoquímicas do Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) foram menores que o teor de referência mínima ( $< 2 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ) adotado para este cátion, para efeito de produção vegetal (Van Raij, 1983).

Na Amazônia oriental, vários estudos como os de Rego et al. (1973); Vieira (1975) e Martins (2001) evidenciam que as concentrações de Ca no LAd e no LAdc, apresentados neste estudo, não são discrepantes em termos da magnitude. Constatou-se também que há concordância com os valores desse cátion para latossolos e argissolos no Brasil (Jacomine, 2001).

Os baixos teores de Ca influenciam de modo negativo no status trófico do solo por ser uma base trocável que ocupa a capacidade efetiva de troca de cátions (CTCe) com importância na produtividade do ecossistema, além de diminuir o estoque de Al trocável que funciona como fonte da toxidez no solo (Sanchez, 1976; Van Raij, 1983).

- Magnésio (Mg)

No LAd 93% da concentração do magnésio ocorreu na amplitude de 0,02 a 0,06  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ , com mediana de 0,04  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ . No LAdc 86% das estimativas de concentrações ocorreram na amplitude de 0,02 a 0,06  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  e mediana de 0,03  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  (Tabela 5.7). Esses resultados aconteceram em níveis inferiores aos valores de referência mínima ( $< 0,4 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ) nas unidades pedogênicas estudadas (Van Raij, 1983). Os valores são coerentes quando confrontados com estimativas constatadas em unidades pedogenéticas semelhantes, com valores médios de 0,18  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  (Vieira, 1975).

O armazenamento de Mg no LAd variou de 8,13 a 24,52  $\text{kg}.\text{ha}^{-1}$  com média de 14,69  $\text{kg}.\text{ha}^{-1}$ . Esses resultados foram superiores ( $p < 0,001$ ) aos valores determinados no LAdc, que variaram de 4,95 a 18,27  $\text{kg}.\text{ha}^{-1}$  e média de 10,51  $\text{kg}.\text{ha}^{-1}$  (Tabela 5.8). Deve-se assumir que a permanência de estoque de Mg nesse sistema pedoquímico caulínítico constitui atributo do ciclo biogeoquímico. Nesses solos distróficos, o ciclo do Ca ocorre com adição via mineralização da matriz biogeoquímica da liteira, adição atmosférica pela precipitação interna já mencionada e adição dos óxidos residuais do preparo da área com queimada (Ewel, 1981, Bormann & Likens, 1994 e Martins, 1997).

Os resultados evidenciam que embora as origens dos cátions possam ser autóctonas (ciclo biogeoquímico) ou alóctonas (ciclo geoquímico), os mecanismos de formação da função de

acumulação podem ser similares. Esse armazenamento pode ser explicado como parte de um modelo de dispersão epigenética biogênica dos cátions (Rose et al, 1979 e Licht, 1995).

Essa diferença pode ser atribuída a incorporação de bases pelo processo de queima da vegetação e com o rápido estabelecimento dos ciclos biogeoquímicos que mantiveram as bases trocáveis no processo interno, relativamente fechado no ciclo de elementos químicos, no ecossistema plantado de *Virola surinamensis*. Esse ecossistema alcançou padrões de crescimento semelhante ao ecossistema florestal sucessional comparativo, que evidencia a regulação biótica dos elementos (Vitousek & Reiners, 1975 e Bormann & Likens, 1994).

O estoque desses cátions no sistema pedoquímico é continuamente recarregado pelo mencionado ciclo biogeoquímico, representado pelo fluxo permanente de fitomassa arbórea (foliar e lenhosa), à semelhança de trabalhos já realizados em ecossistemas plantados (Switzer & Nelson, 1972 e Poggiani, 1985).

- Manganês (Mn)

No LAd 60% das estimativas das concentrações ocorreram na amplitude de 0,0 a 0,50 ppm. A mediana foi de 0,45 ppm. No LAdc ocorreu 60% na classe variacional de 0,0 a 0,88 ppm. A mediana foi de 0,55 ppm (Tabela 5.9). Esses resultados são consistentes com os solos pobres em Mn na região (Singh, 1984).

O armazenamento de Mn no LAd variou de 0,39 kg.ha<sup>-1</sup> a 4,9 kg.ha<sup>-1</sup> com mediana de 1,45 kg.ha<sup>-1</sup>. Esses resultados foram maiores ( $p < 0,001$ ) que os valores constatados no LAdc, que variaram de 0,30 a 6,02 kg.ha<sup>-1</sup>, com mediana de 0,82 kg.ha<sup>-1</sup> (Tabela 5.8). Esses valores de armazenamento também refletem a pobreza de Mn desses solos em comparação a unidades pedogênicas originadas de rochas básicas (Singh, 1984). Na comparação dos teores de Mn em Latossolo Amarelo na Amazônia, os resultados deste estudo apresentaram coerência de magnitude da mesma classe de variação determinada por Singh (1984).

- Ferro (Fe)

Na concentração do Fe no horizonte superficial do LAd, 84% das estimativas variaram de 93 a 133 ppm. A mediana alcançou o valor de 123 ppm (Tabela 5.9). No LAdc as concentrações de Fe ocorreram em 87% das estimativas, na classe variacional de 125 a 130 ppm. A mediana alcançou o valor de 123,20 ppm. As estimativas de concentração de Fe no LAd alcançaram valores relativos de 77% estando acima da média de 53,14 ppm. No caso do LAdc do FSU, os valores de

concentração de Fe encontram-se dentro da classe variacional de 32 a 446 ppm constatados na Amazônia oriental (Singh, 1986b).

O armazenamento de Fe no LAd variou de 33,73 a 348,91 kg.ha<sup>-1</sup> com mediana de 266,89 kg.ha<sup>-1</sup>, valores inferiores ( $p < 0,001$ ) aos estimados no LAdc que variaram de 374,32 a 425,26 kg.ha<sup>-1</sup>, e mediana de 398,83 kg.ha<sup>-1</sup> (Tabela 5.8). Esses resultados, em nível dos ecossistemas refletem disponibilidade suficiente sem sintomas de toxicidez de Fe, em ambos os tipos de sistemas pedoquímicos (Mengel et al. 2001).

- Cobre (Cu)

A concentração de Cu no LAd ocorreu em 65% das estimativas dos valores, variando de 0,0 a 0,8 ppm e a mediana com 0,38 ppm. No LAdc a concentração de Cu ocorreu em 57% das estimativas, na classe variacional de 0,07 a 0,50 ppm, com mediana de 0,25 ppm. Esses resultados de concentração são coerentes com a classe variacional de 0,00 a 0,21 ppm estimados por Singh (1986a), para a Amazônia oriental (Tabela 5.9).

O armazenamento de Cu no LAd variou de 0,39 a 4,91 kg.ha<sup>-1</sup> com média de 1,49 kg.ha<sup>-1</sup> e no LAdc os valores variaram de 0,24 a 3,24 kg.ha<sup>-1</sup> e média de 0,91 kg.ha<sup>-1</sup> (Tabela 5.10). Esses resultados não constituem fator determinante da deficiência de Cu solúvel nos sistemas pedoquímicos estudados, na região dos tabuleiros costeiros (Singh, 1986a).

- Zinco (Zn)

A variação da concentração do zinco (Zn) na matriz pedoquímica LAd representa 58% das estimativas, ocorrendo na classe de 0,00 a 1,28 ppm e mediana com valor de 0,83 ppm. Na matriz pedoquímica do LAdc ocorreu em 57% da concentração da classe de 0,48 a 0,96 ppm, a mediana foi de 0,71 ppm (Tabela 5.9). O armazenamento de Zn no LAd variou de 0,59 a 8,21 kg.ha<sup>-1</sup>, com média de 3,09 kg.ha<sup>-1</sup> e no LAdc os valores variaram de 0,28 a 6,10 kg.ha<sup>-1</sup> e média de 2,45 kg.ha<sup>-1</sup> (Tabela 5.10).

Os valores de concentração e armazenamento de Zn no LAd foram maiores ( $p < 0,001$ ) do que no LAdc (Tabela 5.8). Essa diferença de magnitude se deve ao processo de queima de fitomassa no momento da preparação da área. O estoque residual de óxidos se perenizou no ciclo biogeoquímico do ecossistema VSU e manteve sempre os níveis de Zn maiores que o controle do ecossistema sucessional de floresta (FSU) submetido à exploração seletiva de madeira (Tabela 5.9).

Na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica, as unidades pedogenéticas são oriundas de rochas sedimentares ácidas, o que é um fator determinante dos baixos teores de Zn (Singh & Moller, 1984). Na Amazônia oriental, mesmo se considerando vários extratores, há uma deficiência generalizada desse elemento, principalmente em solos latossólicos e podzólicos (Singh & Moller, 1984).

Os resultados evidenciam que os valores de concentração de Zn solúvel são baixos (Tabela 5.9). Essas concentrações têm reposição no ciclo biogeoquímico, via fluxo de fitomassa deposicional (liteira) e funcionam como fonte de Zn para a matriz pedoquímica dos ecossistemas (Golley et al. 1975).

#### 5.5.2.4 Dispersão areal dos elementos químicos no espaço pedoquímico

- Hidrogênio (H)

O semivariograma do H no LAd foi ajustado ao modelo esférico, o que indica que esse cátion encontrou-se com agregação na distribuição espacial. Esse modelo possui efeito pepita de 0,017, patamar de 1,21 e alcance de 15 m (Figuras 5.7 a e 5.8 a). No LAdc o modelo da semivariância do H ajustado foi gaussiano, o que também indica dependência espacial. Nesse solo o efeito pepita puro foi maior que 0,23 com patamar igual a 1,2 e alcance de 23 m (Figuras 5.7 b e 5.8 b; Tabela 5.11).

- Alumínio (Al)

No caso da semivariância do armazenamento do Al no LAd ocorreu efeito pepita puro  $\gamma(h) = 0,036$ , o que implicou a completa ausência de dependência espacial na distribuição desse cátion na matriz pedoquímica (Tabela 5.11; Figura 5.7c). No LAdc a semivariância do Al foi explicada pelo modelo gaussiano com elevada dependência espacial e variância aleatória (Tabela 5.11; Figuras 5.7 d e 5.8 c).

- Sódio (Na)

No sistema pedoquímico do LAd, o modelo de semivariograma do Na ocorreu aleatoriamente (efeito pepita puro) com  $\gamma(h) = 4,2$ , o que reflete a ausência de dependência espacial dos valores de concentração do Na na área. Esse modelo com distribuição areal aleatório reflete o efeito da baixa diversidade florística, representado pela *Viola surinamensis*, como fator biogênico que contribuiu no padrão de acumulação do elemento nos últimos 24 anos (Tabela 5.11; Figura 5.9a).

Tabela 5.9 Valores de concentração (ppm) de Mn, Fe, Cu e Zn para Latossolo Amarelo distrófico(LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc), na região dos tabuleiros costeiros, no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

Nº	X	y	LAd	LAdc
----	---	---	-----	------

			Mn	Fe	Cu	Zn	Mn	Fe	Cu	Zn
1	0	0	0,49	126,44	0,48	1,93	0,13	126,06	0,12	0,43
2	0	10	0,89	128,69	0,26	1,48	0,13	124,22	0,22	0,54
3	0	20	0,33	132,27	0,23	1,55	0,22	131,35	0,34	0,65
4	0	30	0,90	132,25	0,85	1,22	0,22	130,86	0,20	1,14
5	0	40	0,71	135,96	0,56	0,89	0,15	127,87	0,18	0,61
6	10	40	0,49	125,07	0,32	0,60	0,24	124,52	0,25	0,53
7	10	30	0,56	136,40	0,54	0,69	0,09	129,29	0,30	0,36
8	10	20	0,66	13,18	0,28	0,79	0,13	119,96	0,09	0,45
9	10	10	0,77	19,93	0,43	1,04	0,32	122,92	0,18	0,09
10	10	0	1,73	41,04	0,51	1,46	0,40	121,72	0,51	0,70
11	20	0	1,44	28,78	0,60	1,27	0,19	131,14	0,32	1,89
12	20	10	0,58	34,70	0,37	0,83	0,19	124,86	0,43	0,41
13	20	20	0,05	87,89	0,94	0,95	0,14	131,62	0,17	1,09
14	20	30	0,64	84,68	0,22	0,70	0,14	121,83	0,30	0,78
15	20	40	0,45	134,49	0,49	0,74	0,51	128,95	0,53	0,88
16	30	40	0,37	123,24	0,12	1,00	0,56	123,46	0,13	0,76
17	30	30	0,48	128,39	0,37	0,84	0,28	127,25	0,09	1,03
18	30	20	0,39	122,21	0,21	0,81	0,28	124,26	0,28	0,99
19	30	10	0,45	126,32	0,16	0,59	0,19	124,05	1,00	1,59
20	30	0	0,54	118,38	0,23	0,57	0,11	120,04	0,58	0,74
21	40	0	0,60	122,77	0,30	0,77	0,27	120,93	0,22	0,87
22	40	10	0,52	127,49	0,26	1,35	0,21	127,86	0,26	0,72
23	40	20	0,66	115,80	0,33	1,22	0,34	122,03	0,20	0,77
24	40	30	0,16	124,55	1,30	0,56	0,44	121,83	0,66	0,81
25	40	40	0,41	122,67	1,52	1,11	0,29	121,55	0,13	0,98
26	50	40	0,35	130,02	0,16	0,63	0,31	126,36	0,14	0,59
27	50	30	0,20	119,41	0,15	0,42	0,55	118,24	0,12	0,57
28	50	20	0,69	126,10	0,82	0,97	0,30	120,97	0,13	0,57
29	50	10	0,31	122,86	0,15	0,80	0,35	123,30	0,43	0,51
30	50	0	0,36	119,84	0,63	0,55	1,86	121,51	0,43	0,75
31	60	0	0,18	117,77	0,87	0,94	0,51	115,91	0,31	1,38
32	60	10	0,27	123,05	0,70	1,20	1,16	120,69	0,25	0,73
33	60	20	0,07	120,68	0,45	0,70	0,15	127,27	0,23	0,93
34	60	30	0,23	123,24	0,39	0,64	0,13	119,41	0,07	0,53
35	60	40	0,08	124,70	0,34	0,73	0,24	121,49	0,54	0,60
36	70	0	0,09	118,95	0,22	0,56	0,19	115,85	0,14	0,52
37	70	10	0,22	125,14	0,28	0,18	0,26	123,10	0,16	0,61
38	70	20	0,31	122,44	0,59	2,54	0,17	119,64	0,11	1,09
39	70	30	0,18	124,39	0,47	1,23	0,28	121,34	0,09	0,64
40	70	40	0,49	124,90	0,44	1,23	0,28	124,47	0,25	0,53
avg			0,48	110,93	0,46	0,96	0,32	123,75	0,28	0,76
stdev			0,34	33,56	0,31	0,44	0,31	4,04	0,19	0,34
cv[%]			70,13	30,25	66,13	45,48	96,63	3,26	68,85	44,42
min			0,05	13,18	0,12	0,18	0,09	115,85	0,07	0,09
max			1,73	136,40	1,52	2,54	1,86	131,62	1,00	1,89
mediana			0,45	123,15	0,38	0,83	0,25	123,20	0,23	0,71

Tabela 5.10 Valores de armazenamento (kg ha<sup>-1</sup>) de Mn, Fe, Cu e Zn para Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário(LAdc), na região dos tabuleiros costeiros, no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

Nº	X	y	LAd				LAdc			
			Mn	Fe	Cu	Zn	Mn	Fe	Cu	Zn
1	0	0	1,58	323,45	1,56	6,24	0,42	407,31	0,37	1,38
2	0	10	2,88	329,19	0,84	4,77	0,42	401,37	0,70	1,75
3	0	20	1,07	338,36	0,74	4,99	0,70	424,40	1,09	2,09

4	0	30	2,92	338,29	2,73	3,94	0,71	422,81	0,64	3,69
5	0	40	2,29	347,80	1,80	2,87	0,49	413,15	0,58	1,96
6	10	40	1,57	319,94	1,02	1,94	0,76	402,34	0,81	1,72
7	10	30	1,82	348,91	1,75	2,24	0,30	417,72	0,96	1,18
8	10	20	2,13	33,73	0,92	2,56	0,40	387,59	0,30	1,46
9	10	10	2,49	50,99	1,37	3,35	1,03	397,14	0,58	0,28
10	10	0	5,59	104,98	1,64	4,73	1,30	393,29	1,64	2,25
11	20	0	4,65	73,61	1,93	4,11	0,60	423,70	1,02	6,10
12	20	10	1,88	88,76	1,19	2,67	0,61	403,44	1,39	1,32
13	20	20	0,16	144,13	3,03	3,08	0,46	425,26	0,56	3,53
14	20	30	2,07	148,58	0,70	2,27	0,45	393,62	0,97	2,51
15	20	40	1,45	344,04	1,59	2,40	1,63	416,64	1,73	2,83
16	30	40	1,20	129,01	0,39	3,24	1,81	398,91	0,41	2,45
17	30	30	1,54	328,43	1,20	2,71	0,89	411,14	0,30	3,33
18	30	20	1,25	312,63	0,67	2,62	0,92	401,47	0,89	3,20
19	30	10	1,46	323,13	0,53	1,90	0,62	400,81	3,24	5,13
20	30	0	1,73	302,84	0,76	1,84	0,37	387,85	1,86	2,38
21	40	0	1,93	314,05	0,95	2,47	0,87	390,71	0,72	2,81
22	40	10	1,68	326,13	0,85	4,37	0,67	413,10	0,83	2,31
23	40	20	2,13	296,22	0,85	3,95	1,10	394,28	0,66	2,48
24	40	30	0,53	318,60	4,20	1,81	1,44	393,62	2,12	2,61
25	40	40	1,32	119,47	4,91	3,59	0,95	392,74	0,41	3,17
26	50	40	1,12	332,59	0,52	2,04	0,99	408,28	0,45	1,89
27	50	30	0,64	305,45	0,50	1,37	1,77	382,05	0,39	1,83
28	50	20	2,22	322,58	2,64	3,12	0,97	390,84	0,42	1,84
29	50	10	1,01	314,29	0,47	2,58	1,14	398,39	1,38	1,64
30	50	0	1,16	306,56	2,05	1,76	6,02	392,60	1,40	2,41
31	60	0	0,57	301,27	2,80	3,03	1,66	374,50	1,02	4,46
32	60	10	0,89	169,39	2,25	3,89	3,74	389,95	0,82	2,36
33	60	20	0,24	308,71	1,45	2,27	0,49	411,20	0,75	3,02
34	60	30	0,73	315,25	1,25	2,07	0,43	385,82	0,24	1,70
35	60	40	0,26	319,00	1,09	2,37	0,78	392,52	1,74	1,94
36	70	0	0,29	304,27	0,72	1,81	0,61	374,32	0,46	1,67
37	70	10	0,72	320,11	0,90	0,59	0,86	397,72	0,53	1,98
38	70	20	1,01	313,21	1,92	8,21	0,56	386,56	0,37	3,51
39	70	30	0,59	318,19	1,51	3,96	0,90	392,05	0,28	2,06
40	70	40	1,58	319,50	1,43	3,96	0,90	402,18	0,82	1,71
avg			1,56	266,89	1,49	3,09	1,04	399,83	0,90	2,45
Stdev			1,09	97,01	0,99	1,41	1,01	13,05	0,62	1,09
cv[%]			70,13	36,35	66,60	45,48	96,63	3,26	68,84	44,42
Min			0,16	33,73	0,39	0,59	0,30	374,32	0,24	0,28
Max			5,59	348,91	4,91	8,21	6,02	425,26	3,24	6,10
Mediana			1,45	314,17	1,23	2,69	0,82	398,05	0,73	2,28

Tabela 5.11. Modelos de semivariância dos elementos químicos (cátion), ecossistemas, parâmetros do semivariograma: variação aleatória ou efeito pepita (Co), patamar (C), alcance (a), e coeficiente de determinação ( $r^2$ ), modelos da semivariância  $\gamma$  (h) e razão Co/(Co+C) ou magnitude relativa da variação aleatória do modelo (%).

No	Solo Ecossistema	Cátion	Parâmetros do Semivariograma			$r^2$	Modelo (h)	$\gamma$ Co/(Co+C) (%)
			Co	C	a (m)			
1	LAd-VSU	Al <sup>3+</sup>	0,04				aleatório	1,00
2	LAdc-FSU	Al <sup>3+</sup>	0,06	0,02	23,03	0,82	gaussiano	0,75
3	LAd-VSU	H <sup>+</sup>	0,02	1,21	15,56	0,72	esférico	1,00
4	LAdc-FSU	H <sup>+</sup>	0,23	1,20	23,52	0,92	gaussiano	0,16

5	LAd-VSU	Na <sup>+</sup>	4,20					aleatório	1,00
6	LAdc-FSU	Na <sup>+</sup>	10,50	11,13	16,71	0,74		gaussiano	0,49
7	LAd-VSU	K <sup>+</sup>	24,32	9,50	10,75	0,71		gaussiano	0,72
8	LAdc-FSU	K <sup>+</sup>	24,00	40,20	21,32	0,86		gaussiano	0,37
9	LAd-VSU	Ca <sup>2+</sup>	141,00	75,00	5,50	0,82		exponencial	0,65
10	LAdc-FSU	Ca <sup>2+</sup>	44,00					aleatório	1,00
11	LAd-VSU	Mg <sup>2+</sup>	12,16	3,80	14,19	0,87		gaussiano	0,76
12	LAdc-FSU	Mg <sup>2+</sup>	12,44					aleatório	1,00
13	LAd-VSU	Mn <sup>2+</sup>	0,06	0,92	34,10	0,86		exponencial	0,06
14	LAdc-FSU	Mn <sup>2+</sup>	0,64	0,49	41,76	0,79		gaussiano	0,57
15	LAd-VSU	Fe <sup>2+</sup>	137,70					aleatório	1,00
16	LAdc-FSU	Fe <sup>2+</sup>	3496,00	6808,00	23,80	0,88		gaussiano	0,34
17	LAd-VSU	Cu <sup>2+</sup>	1,50					aleatório	1,00
18	LAdc-FSU	Cu <sup>2+</sup>	0,25	0,19	15,60	0,87		gaussiano	0,57
19	LAd-VSU	Zn <sup>2+</sup>	0,52	1,12	18,06	0,86		gaussiano	0,32
20	LAdc-FSU	Zn <sup>2+</sup>	0,49	0,75	22,04	0,79		gaussiano	0,40

---

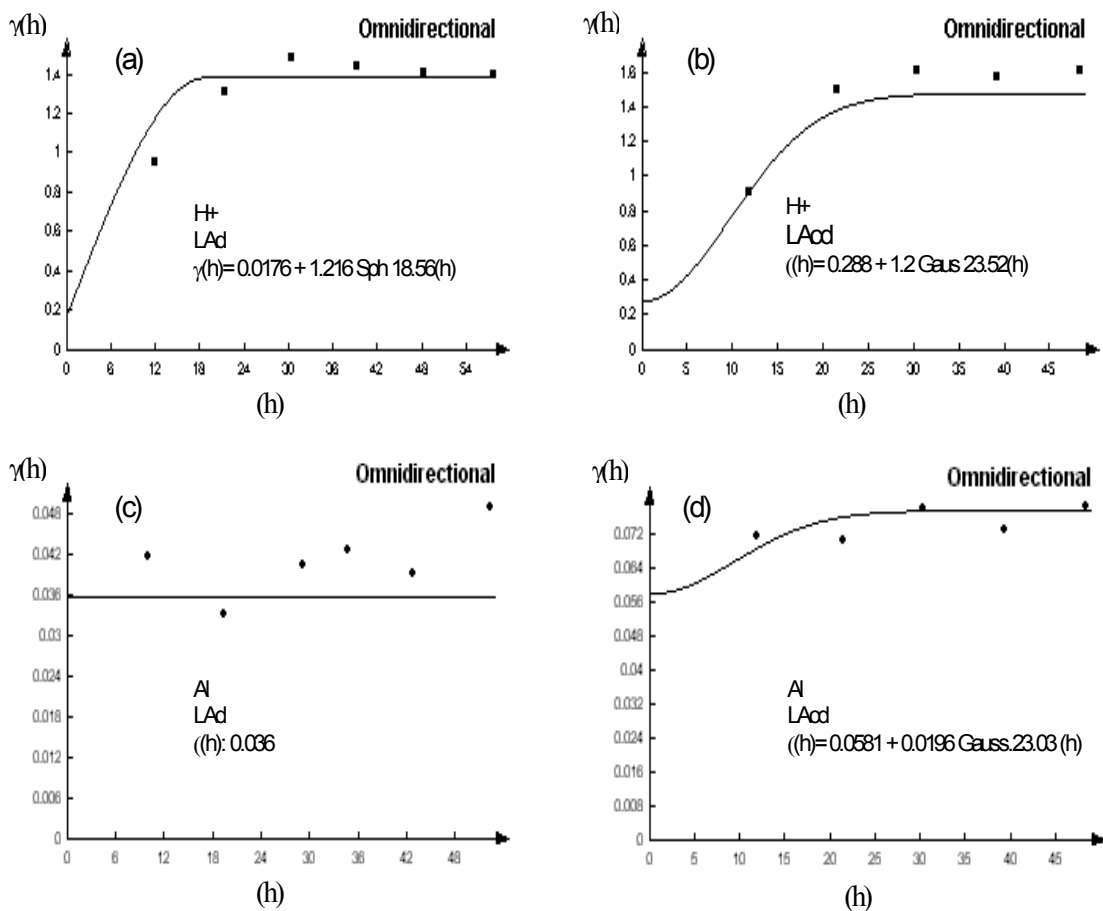


Figura 5.7 Semivariância da distribuição espacial de  $H^+$  nos horizontes superficiais (0-20cm): a) Latossolo Amarelo distrófico (LAd) explicado pelo modelo esférico; b)  $H^+$  no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) Al no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) efeito pepita; d) Al no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.



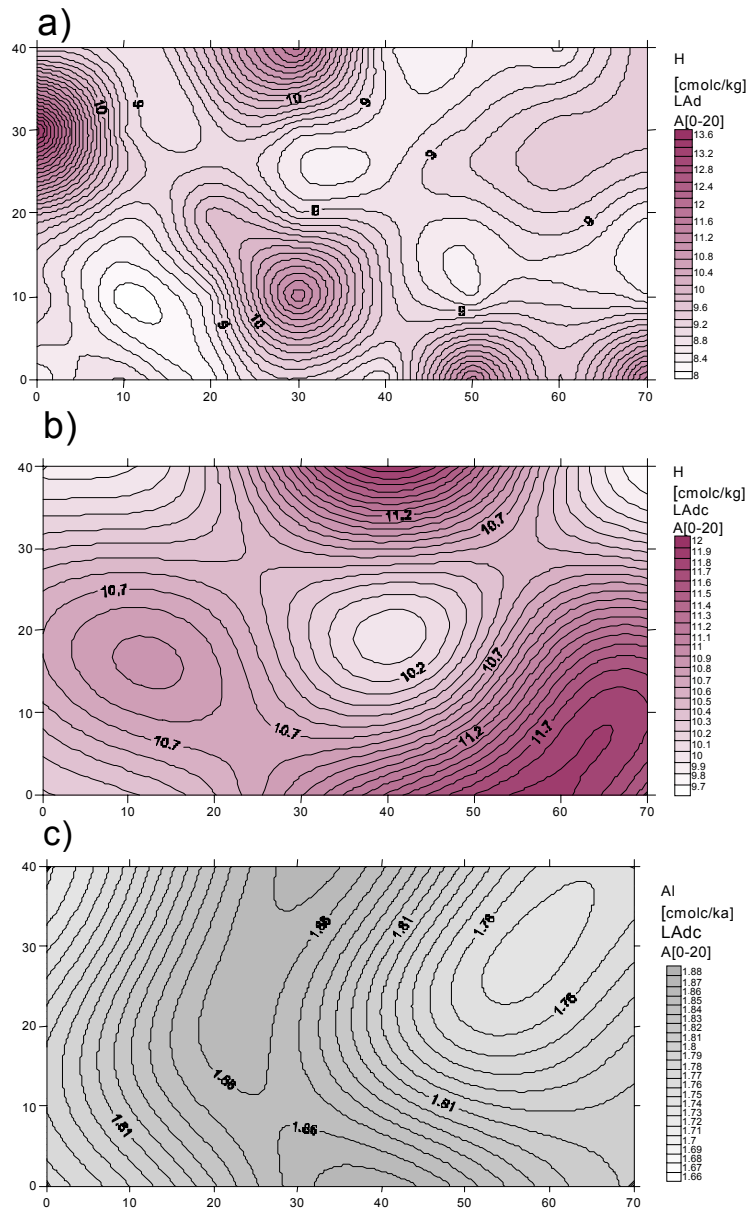


Figura 5.8 Distribuição areal a) H<sup>+</sup> no LAd; b) H<sup>+</sup> no LAdc; c) Al no LAdc nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU-LAd); e floresta sucessional (FSU-LAdc) na região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

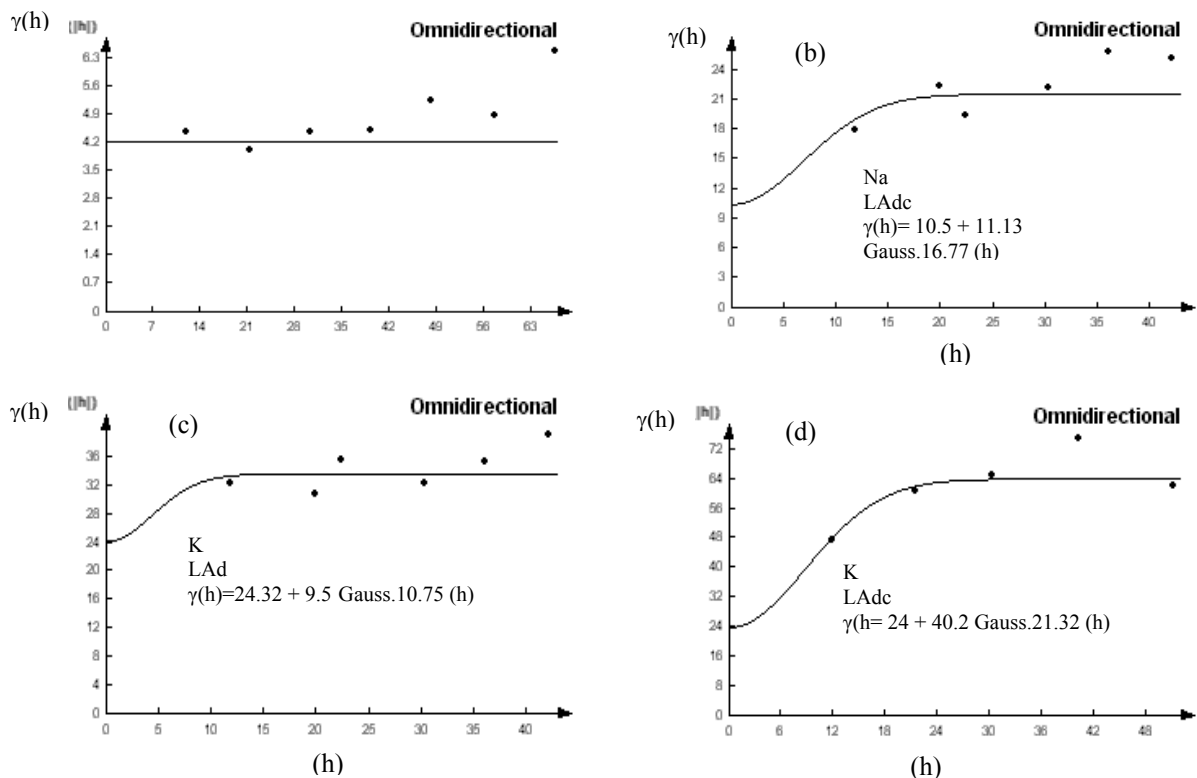


Figura 5.9 Semivariância de distribuição espacial Na e K nos horizontes superficiais (0-20cm): a) Na no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) explicado pelo modelo aleatório (efeito pepita puro); b) Na no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) K no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) ajustado ao modelo gaussiano; d) K no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.

No sistema pedoquímico LAdc, o Na ocorreu com efeito pepita puro de 10,5 com patamar de 11,13 e alcance de 16,77 m (Figura 5.9 b). A natureza de dispersão desse cátion foi ajustada ao modelo gaussiano (Tabela 5.11; Figuras 5.9c e 5.10 a). O armazenamento de Na no LAdc ocorreu com substancial agregação de valores do cátion no espaço pedoquímico, explicado pelo modelo gaussiano (Figura 5.9 b).

Esse modelo de dispersão areal do Na, nessa unidade pedogênica, tem dependência espacial associada ao fluxo desse cátion na matriz hidrogeoquímica da precipitação interna, do escoamento pelo tronco e na matriz fitoquímica deposicional ou liteira que atuou como fator causal da dependência espacial desse cátion na matriz pedoquímica.

- Potássio (K)

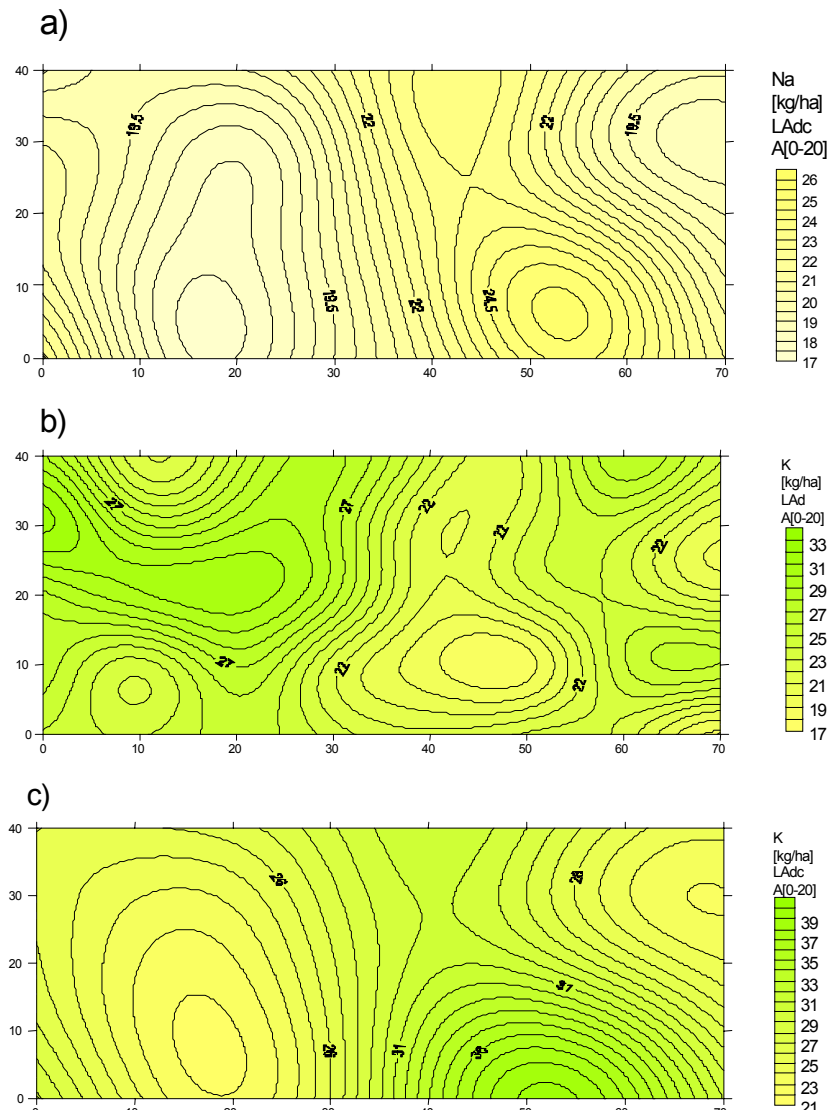
O modelo gaussiano ajustado para o K na matriz pedoquímica do LAd evidenciou uma variabilidade inicial explicada pelo efeito pepita com valor 24, com um patamar de 9,5 e um alcance de 10,75 m (Tabela 5.11; Figuras 5.9 c e 5.10 b). No LAdc foi ajustado o modelo gaussiano com elementos estruturais referente ao efeito pepita de 24, patamar de 40 e alcance de 21 m (Tabela 5.11; Figuras 5.9 d e 5.10 c).

O estoque pedoquímico de K em ambos os ecossistemas foi comparativamente de baixa magnitude, o que diminui a influência das fontes endógenas como causa de dependência espacial (Tabela 5.11). Nesse contexto, o ciclo biogeoquímico representado pela adição na precipitação interna desse cátion, apresenta estimativa de fluxo na região do alto Benfica de  $59,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  (Martins, 1997). Esse fator produz elevação da variância do elemento químico no espaço pedoquímico. Resultados semelhantes foram constatados em ecossistemas de florestas tropicais (Bernhard-Reversat, 1975).

O potássio (K) apresentou distribuição do armazenamento com agregação no espaço pedoquímico, devido a dependência espacial entre os valores visualizados nos modelos gaussianos ajustados (Figuras 5.9 c, d). Essa dependência espacial pode ser explicada pela natureza estrutural do VSU (LAd), que teve redução parcial de fitomassa pelos desbastes de manejo, associado à redução total de fitomassa de vegetação de sub-bosque, remanescendo os resíduos no sítio (Figura 5.9 c).

Os modelos de dispersão de K no espaço pedoquímico de LAd e LAdc refletem o baixo nível de estoques nessas classes pedogenéticas. Esse fato induz a aceitação do fluxo via fitomassa deposicional como fonte da variação do armazenamento, associado ao fluxo desse elemento químico na matriz hidrogeoquímica na precipitação interna (Figura 5.10 b,c).

A fitomassa residual dos desbastes e limpezas correspondeu à adição de elementos químicos com distribuição espacial diferencial na área, o que pode ter contribuído para produzir a dependência espacial do elemento no horizonte superficial (Figura 5.10 b,c).



distrófico endonreccionário (LAdc) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

### Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)

No semivariograma de Ca e Mg, na matriz pedoquímica do LAd, ocorreu uma pequena dependência espacial ajustada pelos modelos exponenciais e gaussiano (Tabela 5.11). Esses processos diferenciais na acumulação desses cátions podem ter sido resultado da incorporação dos óxidos devido a combustão da fitomassa, oriunda do corte da vegetação no preparo da área, e dos desbastes no sistema de manejo e limpeza, que provocaram pulsos diferenciais em todos os elementos químicos (Figuras 5.11 a, c, e 5.12 a, b).

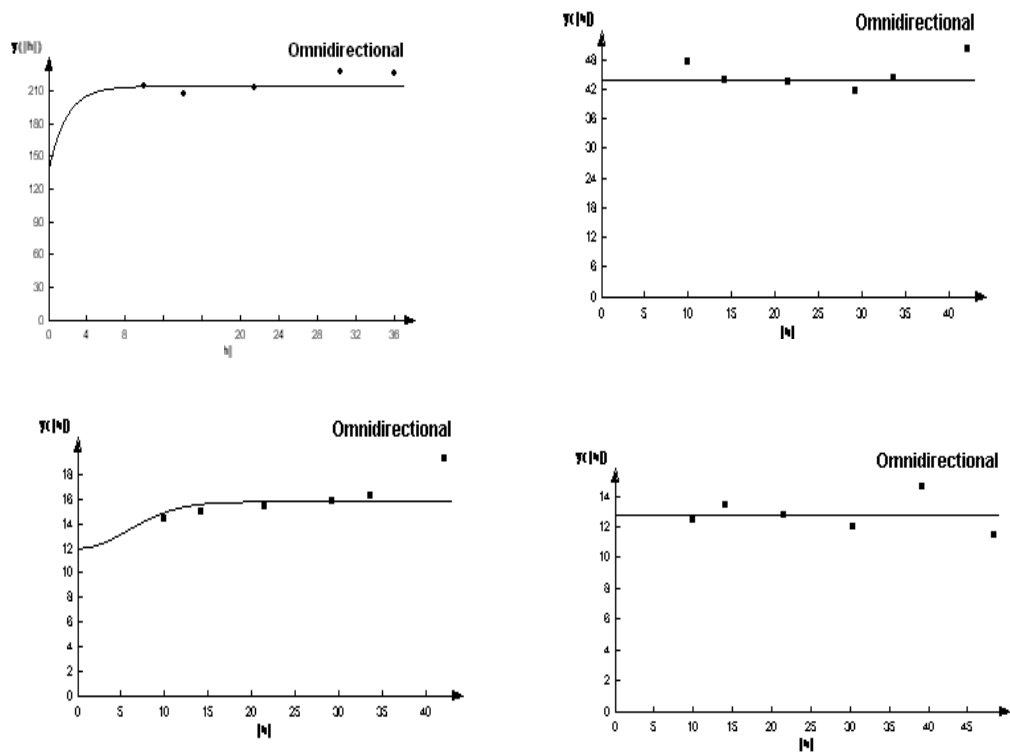


Figura 5.11 Semivariância de distribuição espacial Ca nos horizontes superficiais (0-20cm): a) Latossolo Amarelo distrófico (LAd) explicado pelo modelo exponencial; b) Ca Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo aleatório (efeito pepita puro); c) Mg no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) ajustado ao modelo gaussiano; e d) Mg no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo aleatório (efeito pepita puro) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.

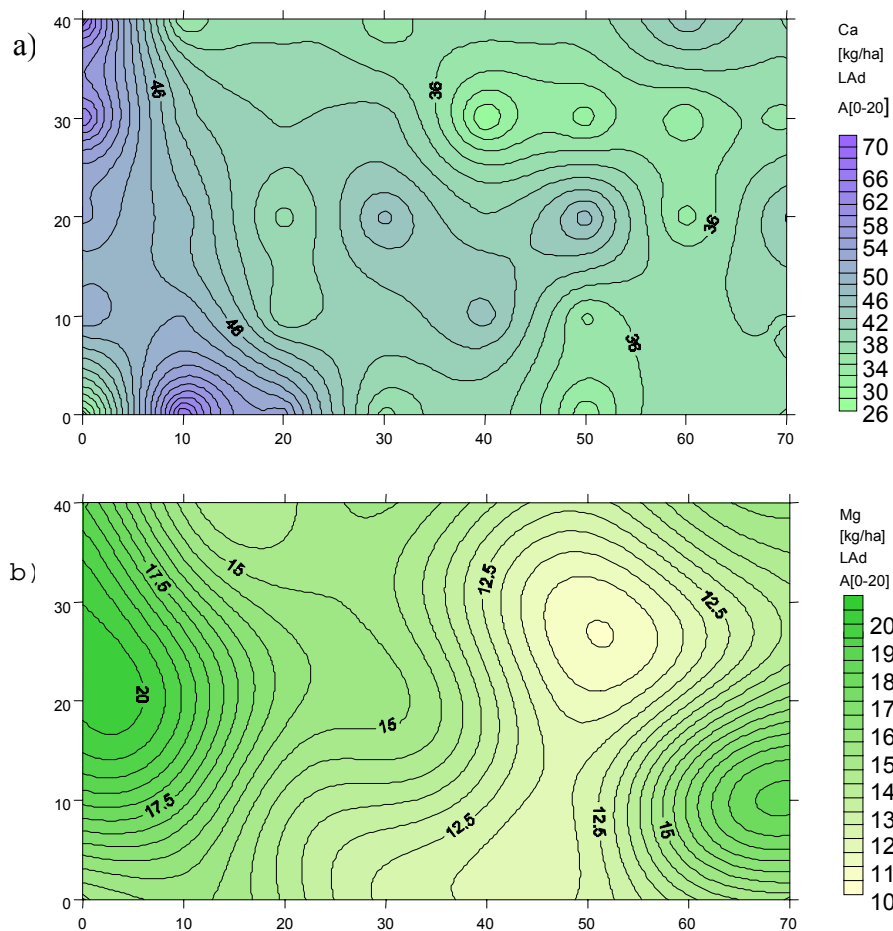


Figura 5.12 Distribuição areal dos estoques pedoquímicos: a) Ca no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) nos ecossistemas de *Virola surinamensis*(VSU) e b) Mg no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros do baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

Aliado ao processo de adição que ocorreu devido ao manejo, essas bases trocáveis também foram incorporadas através do ciclo biogeoquímico via precipitação interna. As estimativas de fluxo de Ca e Mg na chuva na região foram de  $19,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$  e  $6,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$  respectivamente (Martins, 1997). No ecossistema de floresta sucessional (FSU), a semivariância de Ca e Mg no armazenamento ocorreu em condições de padrão aleatório de distribuição, isto é, com ausência de dependência espacial. Esse modelo aleatório no armazenamento de Ca e Mg do LAdc

do FSU, pode ser atribuído ao fluxo de elementos na fitomassa deposicional, a partir de condições de alta diversidade estrutural e funcional (Figura 5.11 b, d; Tabela 2.4, cap.2).

A feição pedoquímica de Ca e Mg no LAdc foi explicada pela análise de semivariância com modelo aleatório (efeito pepita puro), isto é, ausência de dependência espacial (Figura 5.12 b, d). Pode-se assumir como hipótese de explicação a natureza da fonte do fluxo de fitomassa deposicional durante o processo sucessional, gerando aleatoriedade da função de acúmulo superficial desses cátions.

- Manganês (Mn)

A semivariância de concentração de Mn nos sistemas pedoquímicos de LAd e LAdc foi explicada pelos modelos exponencial e gaussiano (Tabela 5.11). Esses modelos indicam uma substancial dependência espacial entre os valores de concentração na área, tanto no VSU, como no FSU. O semivariograma de Mn no LAdc do ecossistema de floresta sucessional contém maior variabilidade inicial em relação ao Mn no sistema pedoquímico do LAd do ecossistema de *Virola surinamensis* (Figura 5.13 a, b).

A acumulação diferencial ou agregação do Mn no LAd foi atribuída a introdução de óxidos no processo de preparação de área com queima da fitomassa, o que deve ter influenciado na agregação do cátion (Figura 5.14 a). No LAdc deve-se a dispersão do Mn com agregação a natureza do FSU, com elevada diversidade estrutural e funcional, o que pode ter favorecido o acúmulo diferencial pelo efeito da transferência desse cátion na liteira (Figura 5.14 b).

A diversidade florística foi uma propriedade do ecossistema que pode ter funcionado como geratriz da dependência espacial desse elemento químico, assumindo-se a hipótese de que ocorreu o fenômeno pedogeoquímico de adição de elementos químicos durante a sucessão vegetal, via fluxo de fitomassa deposicional (Buol et al. 2003).

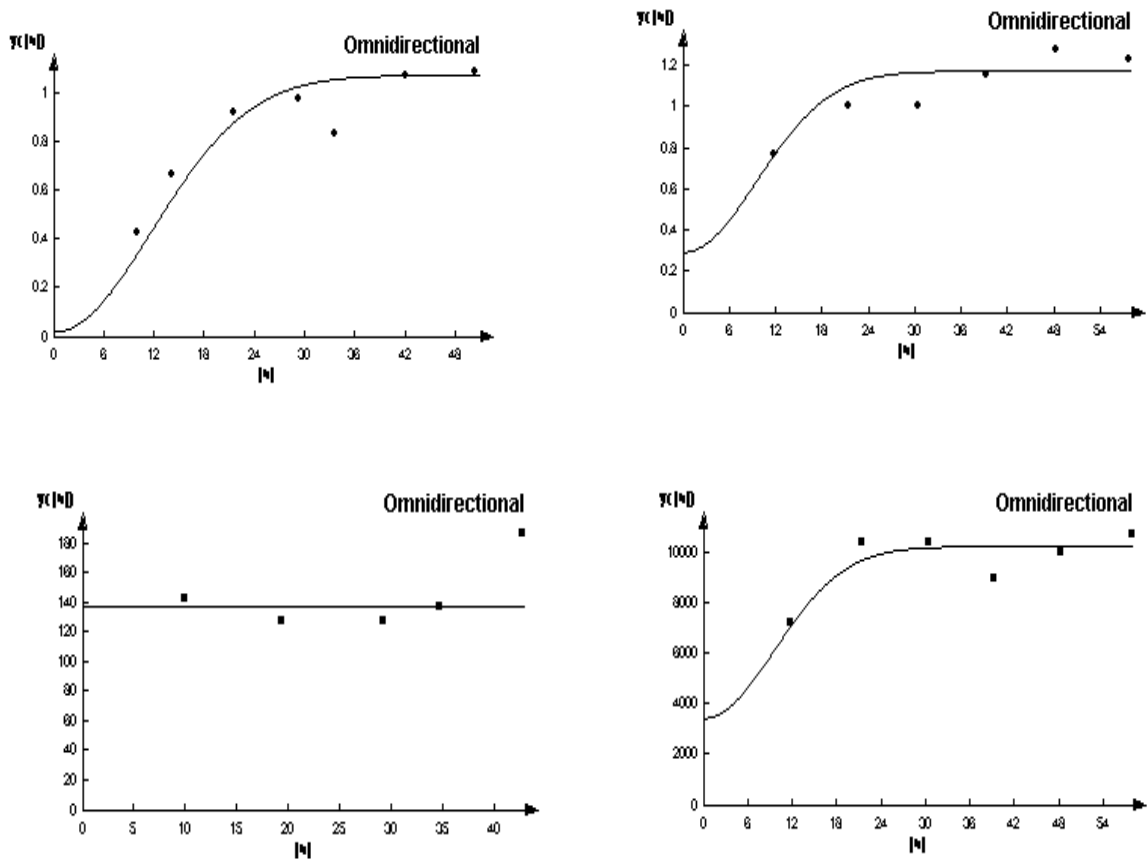
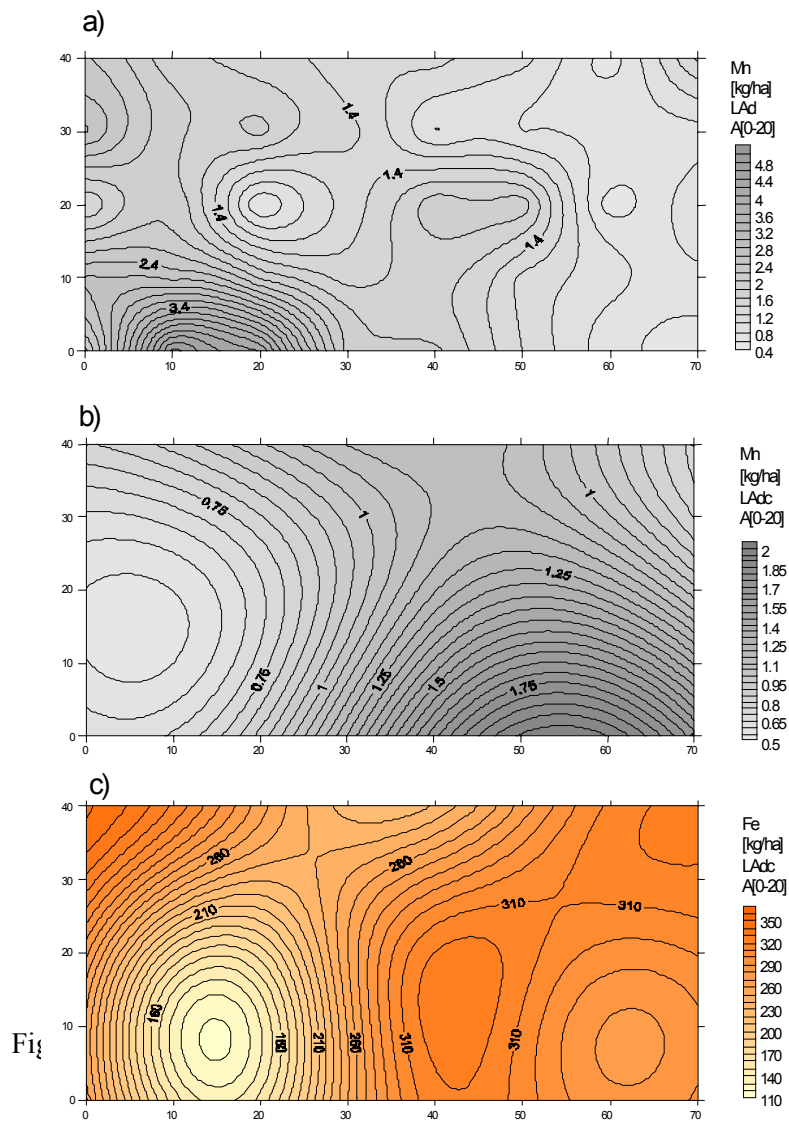


Figura 5.13 Semivariância de distribuição espacial Mn nos horizontes superficiais (0-20cm): a) Latossolo Amarelo distrófico(LAd) explicado pelo modelo exponencial; b) Mn no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) Fe no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) ajustado ao modelo aleatório (efeito pepita puro); e d) Fe no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.





ecossistema de floresta sucessional; e c) Fe no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental.

- Ferro (Fe)

O modelo de semivariograma da concentração de Fe, no sistema pedoquímico de LAd ocorreu na condição de modelo aleatório (efeito pepita puro), no valor de  $\gamma(h) = 137,7$  o que indica uma ausência de dependência espacial no sistema (Tabela 5.11; Figura 5.13 c). A feição do Fe no

LAdc foi ajustada ao modelo gaussiano com dependência espacial, que pode estar associada a existência de goethita como mineral acessório da caulinita (Figuras 5.13 d, 5.14 c).

Além da composição de minerais de Fe como goethita na fração argila do LAdc, o ciclo biogeoquímico via fluxo da matriz biogeoquímica pode ter influenciado na dependência espacial da feição pedoquímica desse elemento químico. Resultados do fluxo de Fe na matriz biogeoquímica da liteira na Amazônia evidenciam que esse cátion foi importante na determinação da dependência espacial com acúmulo diferencial (Golley et al. 1975 e Martins, 1997).

- Cobre (Cu)

A semivariação da concentração de Cu, na matriz pedoquímica de LAd foi ajustado ao modelo aleatório (efeito pepita puro) da distribuição do Cu (Tabela 5.11). Essa feição pode ser atribuída ao controle pedogênico, associado a baixa heterogeneidade de fluxo deste elemento químico no ciclo biogeoquímico, via processo deposicional de fitomassa da *Virola surinamensis* (Figura 5.15 a). A natureza homogênea do VSU pode ter influenciado negativamente no processo de agregação e favorecido a distribuição sem dependência espacial.

No LAdc, a concentração de Cu teve o semivariograma ajustado ao modelo matemático gaussiano. Esse resultado indica que a concentração de Cu no LAdc ocorre com dependência espacial na área (Figuras 5.15 b, 5.16 a). O controle do fenômeno da dispersão de Cu no espaço pedoquímico em grande parte é biogênico, devido ao ciclo biogeoquímico via fluxo de fitomassa deposicional oriunda de um sistema de elevada diversidade, que produz acumulação diferencial, conhecida como agregação, como indica a semivariância (Stark, 1970; Switzer & Nelson, 1972 e Golley et al. 1975).

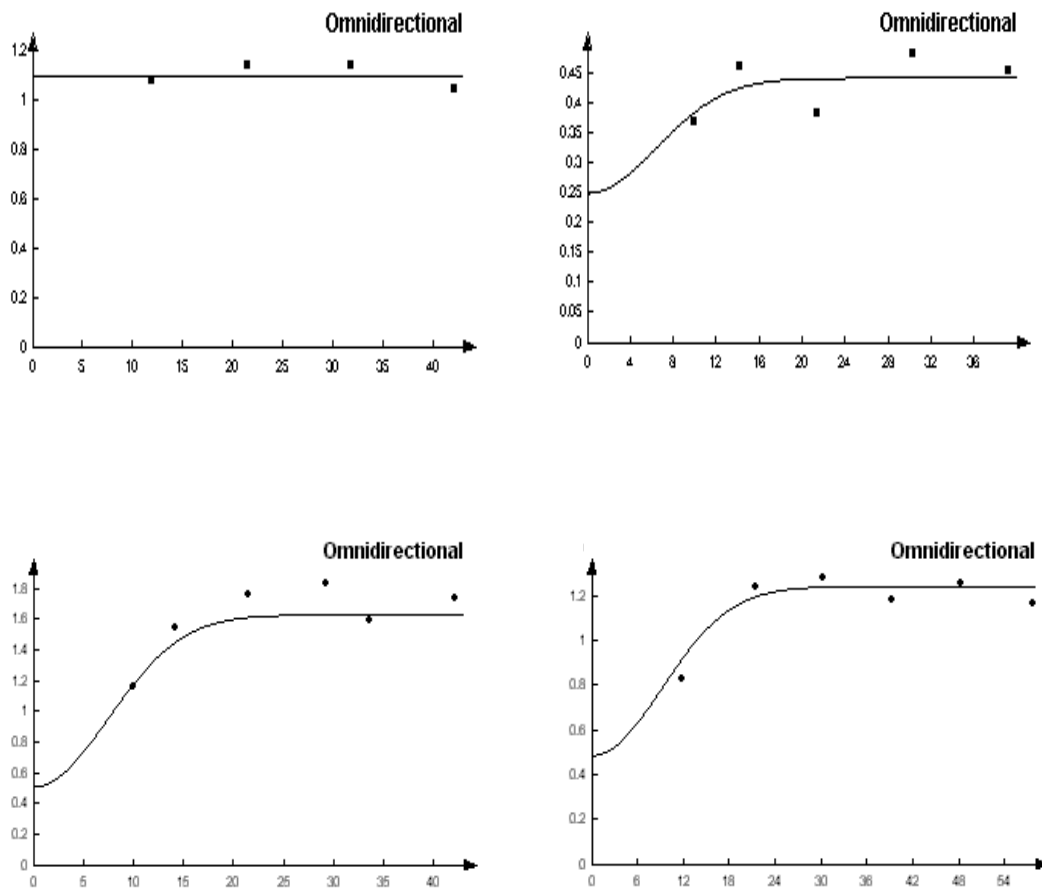


Figura 5.15 Semivariância de distribuição espacial dos elementos químicos: a) Cu nos horizontes superficiais (0-20cm) do Latossolo Amarelo distrófico (LAd) explicado pelo modelo aleatório (efeito pepita puro); b) Cu no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) ajustado ao modelo gaussiano; c) Zn no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) ajustado ao modelo gaussiano; e d) Zn no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) explicado pelo modelo gaussiano na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.

## Zinco (Zn)

A natureza variacional do Zn no LAd e no LAdc foi similar, considerando-se os modelos matemáticos gaussianos ajustados (Figura 5.15 c,d). A baixa concentração de Zn na matriz pedoquímica induz dependência ao ciclo biogeoquímico como fonte desse cátion, via processo pedogenético de adição pela matriz biogeoquímica na liteira deposicional (Malavolta et al. 1974).

O armazenamento de Zn no espaço pedoquímico no LAd e no LAdc possui nítida acumulação diferencial do cátion, identificados pelos modelos gaussianos ajustados que caracterizam a agregação (Figura 5.16 b,c). O fenômeno de dependência espacial de Zn no LAd e LAdc constatado nos modelos ajustados e nos semivariogramas, apoiam a aceitação da hipótese da acumulação diferencial mencionada, também visualizada na distribuição espacial de isoteores nas matrizes pedoquímicas (Tabela 5.11).

- *Ácidez*

Os solos LAd e LAdc têm reação ácida, variando de pH 4,2 a 4,6. Nessas unidades pedogenéticas a diferença entre pH em água e KCl 1 N foi negativa (Tabela 5.5). Esse resultado evidenciou a existência de cargas negativas e, portanto, CTC líquida (Figuras 5.17d e 5.18d), que não foi diferente ( $p > 0,05$ ) entre os sistemas pedoquímicos (Tabela 5.6). Esses resultados foram consistentes com valores constatados em regiões tropicais em classes de solo similares (Fassbender, 1978; Lopes, 1983; Sposito, 1989 e Embrapa, 1999).

O caráter ácido pode ter ocorrido pela ação de grupos que liberaram H no meio, favorecendo o aumento de cargas positivas e acidificação no plasma do solo, como explicado por Bohn et al.(1979). Nesse contexto Sposito (1989) admite que cerca de 20% do pH em água depende da ionização de ácidos orgânicos alifáticos do solo, que incorporam mais carga positiva no plasma. Há muito sabe-se que a acidez crescente do sistema pedoquímico produz a lixiviação de bases trocáveis, incluindo o Ca, Mg e K (Van Raij, 1983; Binkley & Richter, 1987 e Richter & Markewitz, 2001).

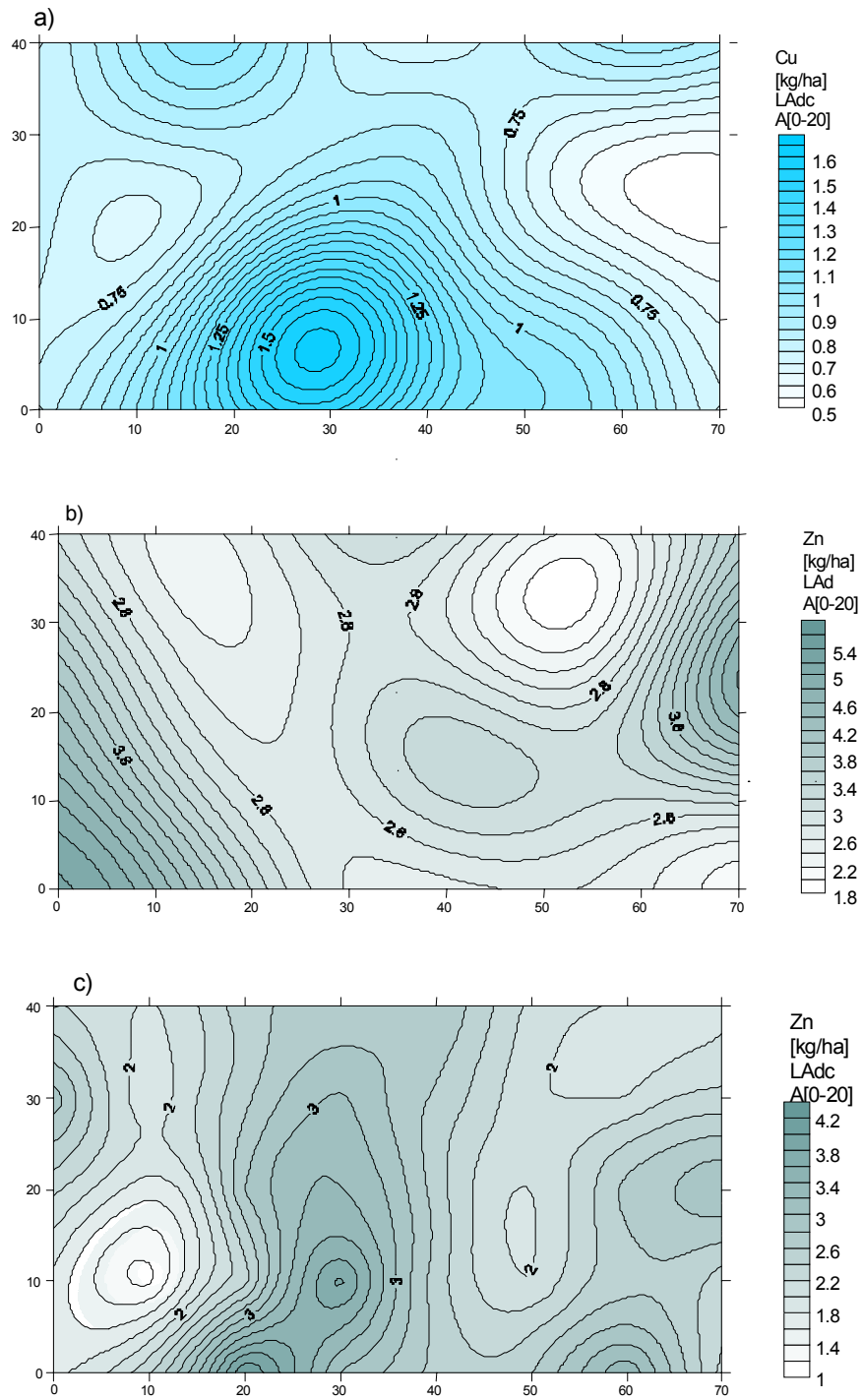


Figura 5.16 Distribuição areal dos estoques pedoquímicos ( $\text{kg ha}^{-1}$ ): a) de Cu no LAdc, b) Zn no LAd, e c) Zn no LAdc nos ecossistemas VSU e FSU na região dos

tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental

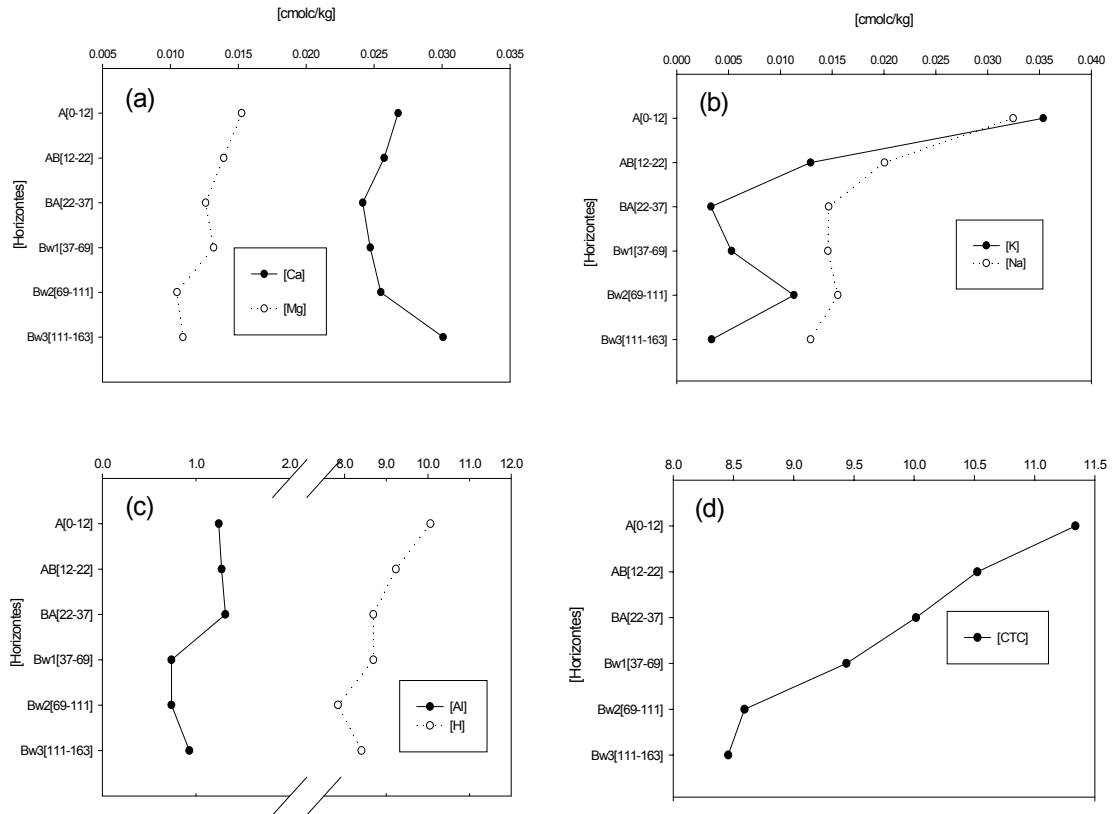


Figura 5.17 Variação vertical das propriedades químicas: a) Ca e Mg; b) Na e K; c)  $Al^{3+}$  e  $H^+$ ; e d) Capacidade de Troca de Cátions (CTC) nos horizontes pedogenéticos de Latossolo Amarelo distrófico (LAd) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental

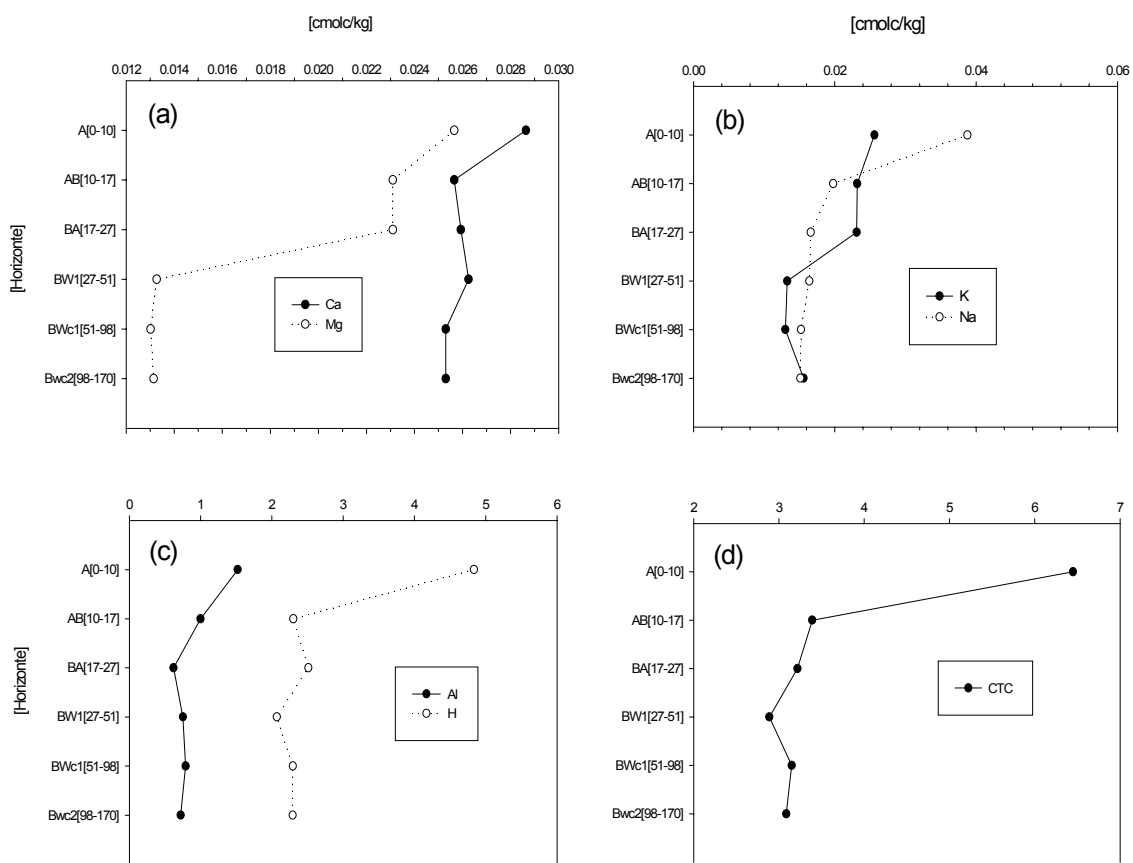


Figura 5.18 Variação vertical das propriedades químicas: a) Ca e Mg; b) Na e K; c)  $Al^{3+}$ ,  $H^+$ ; e d) capacidade de troca de cátions (CTC) nos horizontes pedogenéticos de Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) na região dos tabuleiros costeiros na Amazônia oriental.

Nesses solos cauliniticos, a capacidade de troca catiônica (CTC) é pH dependente, isto é, bloqueada ou removível com base forte (Van Raij, 1983 e Tomé Jr, 1997). A elevada concentração de  $H^+$  não trocável, considerada na CTC total forma a acidez potencial, que constitui a capacidade

tampão do solo como carga iônica de reserva (Bohn et al, 1979; Van Raij, 1983; Binkley & Richter, 1987 e Sposito, 1989 ).

- Capacidade de Troca de Cátions (CTC)

A capacidade efetiva de troca catiônica (CTCe), analisada no sentido dos horizontes subsuperficiais, tem um modelo decrescente de magnitude em ambos os solos. No LAd, variou de 0,9 a 1,3  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  e no LAdc de 0,8 a 1,6  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  (Figuras 5.8 d e 5.9 d). Nos horizontes superficiais (0-20 cm), a CTCe foi similar ( $p > 0,05$ ) entre os solos. Na análise constatou-se que a concentração de hidrogênio (H) e saturação de alumínio (m%) foram maiores ( $p < 0,001$ ) no LAdc. A soma de bases (S) foi igual ( $p > 0,05$ ) nos solos (Tabela 5.6).

Os teores de H com valores medianos de 10,51  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  e Al com 1,7  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  no LAdc (FSU) foram superiores ( $p < 0,001$ ) aos resultados estimados no LAd (VSU), com 9,02  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  de H<sup>+</sup> e Al com 1,2  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  (Figuras 5.17d e 5.18d). Ressalta-se que a concentração protônica H em ambos os pedons foi maior que o Al, com contribuição altamente considerável, uma vez que a saturação variou de 76 a 93%. Essa saturação tem relevante efeito na ocupação da capacidade de troca de cátions (CTC) nesses sistemas pedoquímicos (Tabela 5.5; Figuras 5.17d e 5.18d).

A elevada ocupação de espaços de troca na matriz da argila pelo H<sup>+</sup> existente como acidez potencial contribui com a lixiviação das bases trocáveis e espécies químicas de cátions móveis, restando elementos químicos de baixa mobilidade, que propiciam a formação de compostos iônicos como óxidos de Fe e Al na matriz pedoquímica (Binkley & Richter, 1987 e Richter & Markewitz, 2001)

#### 5.5.2.5 Comparação interpopulacional dos elementos químicos

As concentrações dos metais alcalinos Na e K na matriz pedoquímica de LAd no VSU foram positivamente correlatas ( $r_s = 0,54$ ;  $p < 0,0001$ ) e também na matriz pedoquímica do LAdc ( $r_s = 0,78$ ;  $p < 0,0001$ ) do ecossistema sucessional (Tabela 5.12). O armazenamento desses metais alcalinos na matriz pedoquímica do LAd com relação aos estoques de Na e K tiveram correlação positiva significativa ( $r_s = 0,53$ ;  $p < 0,0001$ ). Na matriz do LAdc, o armazenamento destes cátions foi altamente correlacionado ( $r_s = 0,88$ ;  $p < 0,0001$ ) no FSU (Tabela 5.13).



Tabela 5.12 Matriz de coeficientes de correlação Spearman ( $r_s$ ) entre valores de concentração de metais alcalinos, alcalino-terrosos e elementos traços na matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo distrófico (LAd) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU) e Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) do ecossistema de floresta sucessional(FSU)(\*\*=altamente significativa  $p < 0.001$  e ns=não significativa =  $p > 0.05$  )

Cátion	Latossolo Amarelo distrófico (LAd)			
	Na	K	Ca	Mg
Na	1,00	0.55**	0.16ns	0.41**
K		1,00	0.28 ns	0.41**
Ca			1,00	0.64**
Mg				1,00
Cátion	Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc)			
	Na	K	Ca	Mg
Na	1,00	0.78**	0.12ns	0.20ns
K		1,00	0.12 ns	0.16ns
Ca			1,00	0.57**
Mg				1,00
Cátion	Latossolo Amarelo distrófico ( LAd)			
	Mn	Fe	Cu	Zn
Mn	1,00	0.52ns	0.01ns	0.30ns
Fe		1,00	-0,02	0.05ns
Cu			1,00	0.15ns
Cu				1,00
Cátion	Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc)			
	Mn	Fe	Cu	Zn
Mn	1,00	-0.23ns	0.13ns	0.16ns
Fe		1,00	0.05ns	0.19ns
Cu			1,00	0.29ns
Cu				1,00

Tabela 5.13 Coeficiente de correlação de Spearman( $r_s$ ) para os valores de armazenamento de metais alcalinos, alcalinos-terrosos e traços na matriz pedoquímica do Latossolo Amarelo distrófico (LAd) no ecossistema de *Virola surinamensis* (VSU), e no Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc) no ecossistema de floresta sucessional (FSU) na Amazônia oriental (\*\*=altamente significativa  $p < 0.001$  e ns=não significativa =  $p > 0.05$  )

Cátion	Latossolo Amarelo distrófico ( LAd)			
	Na	K	Ca	Mg
Na	1,00	0.54**	0.22ns	0.27ns
K		1,00	0.34ns	0.64**
Ca			1,00	0.68**
Mg				1,00
Cátion	Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc)			
	Na	K	Ca	Mg
Na	1,00	0.88**	0.11ns	0.19ns
K		1,00	0.25ns	0.27ns
Ca			1,00	0.55**
Mg				1,00
Cátion	Latossolo Amarelo distrófico ( LAd)			

	Mn	Fe	Cu	Zn
Mn	1,00	-0.06ns	0.08ns	-0.04ns
Fe		1,00	-0.01ns	-0.04ns
Cu			1,00	0.28ns
Cu				1,00
Cátion	Latosolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc)			
	Mn	Fe	Cu	Zn
Mn	1,00	0.25ns	0.07ns	-0.12ns
Fe		1,00	0.21ns	0.13ns
Cu			1,00	0.19ns
Cu				1,00

O resultado dessas correlações demonstram que os metais alcalinos podem possuir fontes similares, quer sejam endógenas no ciclo biogeoquímico, ou exógenas através do ciclo geoquímico via fluxo atmosférico, associado a matriz hidroquímica no escoamento pelo tronco e precipitação interna, como evidenciaram estudos anteriores (Golley et al.1975; Likens e Borman, 1995 e Martins, 2001). Na explicação da correlação positiva entre os alcalinos Na e K, leva-se em conta a similaridade das propriedades periódicas e do papel funcional nos ecossistemas, considerando-se que o Na substitui o K em caso de concentração inadequada deste cátion (Marschner, 1986 e Mengel et al. 2001).

Nos sistemas pedoquímicos de LAd e LAdc, os metais alcalinos Na e K ocorreram com valores baixos de concentração e armazenamento na camada superficial do solo. O desempenho das propriedades intensivas (concentração) e extensivas (armazenamento) desses cátions nos espaços pedoquímicos, se deve a natureza do sistema com predomínio da mineralogia caulínica. Esses valores dos armazenamentos refletem as adições via mineralização da liteira no ciclo biogeoquímico, contribuição atmosférica via matriz hidroquímica no escoamento pelo tronco e precipitação interna como contribuição do ciclo geoquímico.

O armazenamento desses cátions tem permanência devido aos processos cíclicos sustentados pela camada superficial (0-20 cm), onde a absorção pelas raízes superficiais ocorrem, constatando-se o fenômeno de apogeotropismo que facilita a ciclagem direta, propiciando alta eficiência na recuperação de nutrientes e minimizando as perdas por lixiviação (Stark, 1972 e Sanford jr, 1987).

A magnitude de concentração de Ca no LAd do VSU foi maior ( $p < 0,001$ ) do que no LAdc do FSU. Os valores de concentrações de Mg não diferiram ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas estudados (Tabela 5.6). A função de armazenamento intrasistêmico do Ca e Mg foi correlata positivamente, tanto no ecossistema de *Virola surinamensis* ( $r_s = 0,68$ ;  $p < 0,001$ ), quanto no de floresta sucessional ( $r_s = 0,55$ ;  $p < 0,0001$ ) (Tabela 5.12).

No LAd o Ca teve maior acúmulo ( $p < 0,0001$ ) que no LAdc (Tabela 5.6). Esse fenômeno de acúmulo pode ser atribuído à combustão de fitomassa durante o preparo da área. Esse resultado pode ser explicado pela adição de elementos químicos, via óxidos básicos, no processo de queima de fitomassa oriundo do preparo da área no ecossistema de *Virola surinamensis*. Esse cátion uma vez no ciclo biogeoquímico, participa da regulação biótica que promove a persistência dos elementos químicos nos processos cíclicos (Vitousek & Reiners, 1975 e Bormann & Likens, 1994).

A função de acúmulo, como propriedade extensiva de estoque, ocorreu em condições de correlação significativa ( $r_s = 0,54$ ;  $p < 0,001$ ) entre Ca e Mg no LAd. Igualmente constatou-se correlação significativa ( $r_s = 0,58$ ;  $p < 0,001$ ) entre esses elementos químicos na matriz pedoquímica do LAdc (Tabela 5.11). O VSU alcançou padrões de crescimento semelhante aos da floresta sucessional, evidenciando o estabelecimento da regulação biótica dos elementos, corroborados por vários trabalhos (Vitousek & Reiners, 1975 e Bormann & Likens, 1994).

O estoque desses cátions no espaço pedoquímico é continuamente recarregado pelo ciclo biogeoquímico através do fluxo permanente da matriz biogeoquímica na liteira, seguindo para mineralização, com complementação do fluxo atmosférico de cátions no ciclo geoquímico, à semelhança dos resultados alcançados por Switzer & Nelson (1972).

Os elementos químicos Mn, Fe, Cu e Zn nos solos dos ecossistemas VSU e FSU não apresentaram correlação entre si nos sistemas pedoquímicos LAd e LAdc no horizonte superficial (0-20 cm). Esse fenômeno reflete a natureza do baixo índice de associação de minerais secundários na matriz do solo ou pelo menos não detectado (Tabelas 5.12 e 5.13).

## 5.6 CONCLUSÕES

As conclusões foram baseados na análise do sistema pedoquímico do Latossolo Amarelo, distrófico (LAd) e do Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc), como componente estrutural importante no funcionamento dos ecossistemas. Esses resultados devem ser considerados como preliminares, sugestivos e não conclusivos das condições desses ecossistemas:

a) Nos sistemas pedoquímicos ocorreu baixa capacidade efetiva de troca de cátions (CTCe) devido a dominância da caulinita, associada ao elevado índice de saturação de Al. A tolerância ao efeito tóxico desse cátion pode ter ocorrido em virtude da complexação do Al no horizonte orgânico superficial. Esse fenômeno é evidenciado na existência do apogeotropismo nesses ecossistemas;

b) Os sistemas pedoquímicos LAd e LAdc possuem baixa saturação de bases trocáveis. Esses sistemas são dependentes dos modelos de dispersão epigenética biogênica dos elementos químicos produzidos pelo fluxo da matriz biogeoquímica na liteira;

c) Os elementos químicos alcalinos Na, K e alcalino-terrosos Ca e Mg ocorreram com resultados abaixo dos valores de referência para produção vegetal. O armazenamento dos epipedons ócricos ou horizontes superficiais (0-20 cm) desses cátions no LAd e LAdc dos ecossistemas VSU e FSU, respectivamente, foram consistentes com ecossistemas oligotróficos. A persistência desses cátions no ciclo biogeoquímico pode ser explicada em parte pela estequiometria desses elementos no intrasistema;

c) A feição pedoquímica de dispersão do Na no Latossolo Amarelo distrófico (LAd) ocorreu na condição de modelo aleatório (efeito pepita puro), o que reflete a ausência de dependência espacial desse cátion. Todavia, a feição de distribuição no LAdc é explicada pelo modelo ajustado gaussiano, que implica na dependência espacial dos valores de sódio na matriz pedoquímica devido a diversidade funcional do ecossistema sucessional;

d) A feição do K no LAd e LAdc foi evidenciada pelo modelo gaussiano, com a autocorrelação influenciada pela adição da matriz hidrogeoquímica na precipitação interna e escoamento pelos troncos. A adição de óxidos pela prática do manejo com queima de resíduos da fitomassa, e decomposição da fitomassa produzida nas limpezas do subbosque da área, pode ter influenciado a existência da autocorrelação;

e) A feição do armazenamento de Ca e Mg no LAd ocorreu com dependência espacial, expressa pelos modelos de semivariância exponencial e gaussiano, respectivamente. Pode-se explicar o controle da autocorrelação pelo fluxo da matriz biogeoquímica na liteira, associado a adição de óxidos básicos, devido aos procedimentos de preparo e manejo da área. No LAdc os cátions Ca e Mg ocorreram sem dependência espacial devido ao fluxo misto da liteira;

f) O Mn no sistema pedoquímico LAd e no LAdc ocorreu com dependência espacial explicada pelos modelos exponencial e gaussiano, respectivamente. Esse fenômeno pode ser explicado por processos pedogenéticos de adição via fluxo da matriz biogeoquímica na liteira. Essas feições podem ser explicadas pelo controle da autocorrelação a partir do fluxo desse cátion na matriz biogeoquímica na liteira;

g) O modelo de ocorrência do Fe no sistema pedoquímico do LAd no ecossistema VSU foi aleatório, sem dependência espacial. O fluxo da matriz biogeoquímica na liteira, quando mineralizado, formou estoques pedoquímicos com distribuição de autocorrelação nula, refletido no efeito pepita puro ajustado. No sistema pedoquímico LAdc do ecossistema FSU ocorreu a dependência espacial entre as amostras com agregação. Esse fenômeno resultou do efeito do fluxo da matriz biogeoquímica na liteira e do estoque de goethita na fração coloidal;

h) O armazenamento do Cu no sistema pedoquímico do LAd, no ecossistema de VSU, ocorreu com ausência de dependência espacial ou efeito pepita puro. Esse fenômeno deve-se ao fluxo da matriz biogeoquímica na liteira que teve efeito como processo pedogenético de adição desse cátion no sistema pedoquímico. No LAdc do ecossistema FSU, esse cátion ocorreu com dependência espacial explicada pelo modelo gaussiano. Essa autocorrelação positiva foi produzida pela adição da matriz biogeoquímica na liteira; e

i) O armazenamento do Zn no sistema pedoquímico LAd e LAdc ocorreu com modelos de acumulação diferencial, explicados pelo modelo gaussiano. A autocorrelação foi controlada pelo fluxo da matriz biogeoquímica na liteira via processo de mineralização desse cátion.

## REFERÊNCIAS

ALLEN, B.L. & HAJEK, B.F. 1989. Mineral occurrence in soil environments. In: Dixon, J. D. & Weed S. B. **Minerals in soil environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 199-278.

BASHKIN, V. N. 2002. **Modern Biogeochemistry**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.

BERNHARD-REVERSAT, F. 1975. Étude de la litière et de sa contribution au cycle des éléments minéraux en forêt ombrophille de Cotê-d'Ivoire. **Oecologia Plantarum** 5: 247-266.

BEMERGUY, R.L.; COSTA, R.B. S.; HASUÍ, Y; BORGES, M. S.; SOARES Jr, A. V. 2002. Structural geomorphology of the brazilian Amazon region.. In: KLEIN, E. L., VASQUEZ, M. L. & ROSA-COSTA, L. T. da. **Contribuições à geologia da Amazônia**. Belém. Sociedade Brasileira de Geologia-Núcleo Norte (SBG-NO). V.3. p. 4-13.

BINKLEY, D. & RICHTER, D. 1987. Nutrient cycles and H<sup>+</sup> budgets of forest ecosystems **Advances in Ecological Research** 16: 2-45.

BOHN, H.L.; MacNEAL, B.L; O'CONNOR, G.A. 1979. **Soil chemistry**. New York. John Wiley. 533p.

BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1994. **Pattern and Process in a Forested Ecosystem**. New York. Springer Verlag. 233p.

BUOL, S.W.; HOLE, F.D. McCRAKEN, R. J. 1980. **Soil Genesis and Classification**. Ames. The Iowa State University Press.

BUOL, S.W.; SOUTHARD, R.J; GRAHAM, R. C.; McDANIEL, P. A. 2003. **Soil Genesis and Classification**. Ames. Iowa State Press.

CAIN, S.A.; CASTRO, G.M; PIRES, J. M.; SILVA, N. L. 1956. Application of some phytosociological techniques to brazilian rain forest. **Amer. J. Botany**: 911-941.

CLAESSEN, M.E.C.; BARRETO, W.O; PAULA, J.L de.; DUARTE, M.N 1997. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. 144p.

COLE, D.W. & RAPP, M. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle, D. E. **Dynamic properties of forest ecosystems**. Cambridge. Cambridge University Press. p. 341-409.

COLEMAN, D.C. & J. CROSSLEY, D.A. 1996. **Fundamentals of Soil Ecology**. San Diego. Academic Press. 233 p.  
COSTA, M.L. 1991. Aspectos Geologicos dos lateritos da Amazônia. **Revista Brasileira de Geociências** 21(2): 147-160.

DAVID, M. 1977. **Geostatistical ore reserve estimation**. Amsterdam. Elsevier Sci. Pub. Company.

DREES, L.R.; WILDING, L.P; SMECK, N.E; SENAKAYI, A.L. 1989. Silica in Soils: quartz and disordered silica polymorphs. .In: Dixon, J. D. & Weed S. B **Minerals in soil environments**. Madison. Soil Science Society of America, p. 914-965.

DOBROVOLSKY, V.V. 1994. **Biogeochemistry of the world**. Boca Raton. CRC Press. 670 p.

EMBRAPA. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de classificação de Solos**. Rio de Janeiro. EMBRAPA\_Solos. 155p.

EWEL, J.J.; BERISH, C.; BROWN, B.; PRICE, N.; RAICH, J.W. 1981. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. **Ecology** 62(3): 816-829.

FALESI, I.C., 1986. Estado Atual de Conhecimento de Solos da Amazônia Brasileira. In: Simpósio do Trópico Úmido I. Belém. **Anais**. EMBRAPA-CPATU. V.1. p.512-516.

FASSBENDER, H.W. 1978. **Química de Suelos con énfasis en suelos de América Latina**. Costa Rica. Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas. 255p.

GOLDEN SOFTWARE, Inc. 2002. **Surface Mapping System (Surfer)**. Golden. GOLDEN SOFTWARE. 222 p.

GOLLEY, F.B.; MacGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G; CHILD, G.I; DUEVER, M.J 1975. **Mineral Cycling in a tropical moist forest ecosystem**. Athens. The University of Georgia Press. 256p.

HSU, P.H. 1989. Aluminum Hydroxides and Oxyhydroxide In: Dixon, J. D. & Weed S. B **Minerals in soil environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 331-378.

JACOMINE, P.K.T. 2001. Evolução do conhecimento sobre solos coesos no Brasil. In: Simpósio de solos coesos dos tabuleiros costeiros do Brasil. Recife. EMBRAPA\_Solos. p. 10-18.

JOURNEL, A.G. & HUIJBREGTS, C.J. 1978. **Mining Geostatistics**. London. Academic Press. 180p.

- KAMPRATH, E. J. 1967. Soil Acidity and Response to Liming. Raleigh. North Carolina State University. 14p.
- KRAMER, P. & KOZLOWSKI, T.T. 1979. **Physiology of Woody Plants**. New York. Academic Press. 811 p.
- KRAUSKOPF, K.B. & BIRD, D.K. 1995. **Introduction to Geochemistry**. Boston. WCB MacGraw-Hill. 518p.
- LICHT, O.A.B. 1995. **Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Porto Alegre. Serviço Geológico do Brasil. 255 p.
- LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. 1995. **Biogeochemistry of a Forested Ecosystem**. New York. Springer-Verlag. 266p.
- LESACK, L.F.W. & MELACK, J. M. 1996. Mass balance of major solutes in a rainforest catchment in the Central Amazon Basin: implications for nutrient budget in tropical rainforests. **Biogeochemistry** **32**: 115-142.
- LOPES, A.S. 1983. **Solos sob "cerrado"** : característica , propriedades e manejo. Piracicaba. Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa. 205p.
- LUCAS, Y.; LUIZÃO, F.; CHAUVEL, A.; ROUILLER, J.; NAHON, D. 1993. The relation between biological activity of the rain forest and mineral composition of soils. **Science** **260**: 521-523.
- MALAVOLTA, E.; HAAG, H. P.; MELLO, F.A.F; BRASIL SOBRINHO, M.O.C. 1974. **Nutrição Mineral e adubação de plantas cultivadas**. São Paulo. Pioneira. 233p.
- MARKEWICH, H. W. & PAVICH, M. J. 1991. Soil chronosequence studies in temperate to sub-tropical, low-latitude, low-relief terrain with data from the eastern United States. **Geoderma** **51**: 213-239.
- MARKEWITZ, D. 1996. **Soil Acidification, soil potassium Availability, and Biogeochemistry of Aluminum and Silicon in a 34 year old loblolly pine (pinus taeda L) ecosystem in the calhoun experimental forest**. South Carolina. Durham, Duke University. 132.p. (Tese de doutoramento)
- MARSCHNER, H. 1986. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego. Academic Press. 444p.
- MARTINS, A.R.A. 1997. **Ciclagem Hidrológico-Química: precipitação incidente, precipitação sob dossel e solução do solo, em área de floresta, em Benevides**. Belém. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. 66 p.
- MARTINS, A.R.A. 2001. **Dinâmica de Nutrientes na Solução do Solo em um Sistema Agroflorestal em Implantação**. Piracicaba. Universidade de São Paulo. 144 p. (Tese de doutoramento).
- MARTINS, P.F. da S. & CERRI, C. 1986. **O solo de ecossistema natural de floresta na Amazônia Oriental**. 1. Caracterização química e física. In: Simpósio do Trópico Úmido. 1. **Anais**. Belém. EMBRAPA-CPATU. p. 214-223.
- McGRATH, D.A.; SMITH, C. K.; GHOLZ, H. L.; OLIVEIRA, F. de A. 2001. Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia. **Ecosystems** **4**: 625-645.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E.A.; KOSEGARTEN, H.; APPEL, T. 2001. **Principles of plant nutrition**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers. 849 p.
- MOLLER, M.R.F. 1986. Mineralogia de Argilas de Solos da Região Amazônica Brasileira. In: Simpósio do Trópico Úmido. 1. **Anais**. Belém. EMBRAPA-CPATU. p. 214-223.
- MOLLER, M.R.F. & KLANT, E. 1984. **Sorção de fósforo por colóides inorgânicos extraídos de dois solos da Amazônia**. Belém. EMBRAPA-CPATU. 15 p. (Série documento 13).

NORRISH, K. & TAYLOR, R.M. 1961. The isomorphic replacement of iron by aluminium in soils goethites. **Soil Sci Soc Amer Proc** 12: 294-306.

PANNATIER, Y. 1998. **Variowin: software for spatial data analysis in 2D**. New York. Springer Verlag. 244p.

PETERSEN, R.G. & CALVIN, L.D. 1996. Sampling. In: Klute, A. (Ed) **Methods of Soil Analysis**. Part 1 Physical and mineralogical methods. Madison. American Society of Agronomy, Inc. p. 33-50 (Agronomy, number 9).

PINHEIRO, R.V.L. 1987. **Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário do Guajará**. Belém. Universidade Federal do Pará (Tese de mestrado). 155 p.

POGGIANI, F. 1985. **Ciclagem de Nutrientes em Ecossistemas de Plantações Florestais de Eucalyptus e Pinus: implicações silviculturais**. Piracicaba. USP-ESALQ. 211 p. (Tese de livre docência).

PRITCHETT, W.L. 1979. **Properties and management of forest soils**. New York. John Wiley & Sons. 640 p.

RÊGO, R.S.; VIEIRA, L.S. AMARAL FILHO, Z.P do; SANTOS, P.L dos; LOPES, D.N.; REIS, C. M. dos; GAMA, J. R. N.F.; COSTA, M.F. da; SERRUYA, L. M 1973. **Estudo detalhado dos Solos de uma área do Município de Capitão Poço**. Belém. Boletim de Pesquisa No 12 (IDESP). p. 1-17.

REICHARDT, K. 1985. **Processos de Transferência no Sistema Solo-Planta-Atmosfera**. Campinas. Fundação Cargill. 181p.

RICHTER Jr, D.D. & MARKEWITZ, D. 2001. **Understanding soil Change**. Cambridge. Cambridge University Press. 230p.

ROSE, A.W.; HAWKES, H.E. WEBB, J.S 1979. **Geochemistry in mineral exploration**. State College. Arthur W. Rose. Pub. 455p.

ROSSETTI, D.; TRUCKENBRODT, W. & GOES, A.M. 1989. Estudo Paleoambiental e Estratigráfico dos Sedimentos Barreiras e Pós-Barreiras na Região Bragantina, nordeste do Pará. Belém. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi** (1): 25-74. ( *Série Ciências da Terra*)

RUSSELL, C.E. 1983. Nutrient cycling and productivity of native and plantation forests at Jari Florestal, Pará, Brazil. Athens. University of Georgia. 136 p. (Tese de doutoramento).

SANCHEZ, P.A. 1976. **Properties and Management of Soils in the Tropics**. New York. John Wiley & Sons. 644p.

SANFORD Jr, R. L. 1987. Apogeotropic roots in an Amazon rainforest. **Science** 235: 1062-1064.

SCHLESINGER, W. H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. San Diego. Academic Press. 588p.

SCHULZE, D. G. 1989. An Introduction to Soil Mineralogy. In: Dixon B. & Weed S. B. **Minerals in Soil Environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 1-34.

SCHWERTMANN, U. 1971. Transformation of hematite to goethite in soils. **Nature** 232: 624-625.

SCHWERTMANN, U. & TAYLOR, R.M. 1989. Iron oxides. In: Dixon B. & Weed S. B. **Minerals in Soil Environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 380-427.



- SHERMAN, G.D. 1952. Titanium content of Hawaiian soils and its significance. **Soil Sci Soc Amer Proc** **16**: 15-18.
- SILVA, F.C. de O. 1999. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília. EMBRAPA. 188p.
- SINGH, R. 1986a. Micronutrient availability in dominant soil types of brazilian humid tropics. III. Copper. Belém. **Anais**. EMBRAPA-CPATU. p. 518-528.
- SINGH, R. 1986b. Micronutrient availability in dominant soil types of brazilian humid tropics. IV. Iron. Belém. **Anais**. EMBRAPA-CPATU. p. 528-538.
- SINGH, R. 1984. Disponibilidade de micronutrientes em classes dominantes de solos do trópico úmido brasileiro. II. Manganês. Belém. **Boletim de pesquisa**. 62. EMBRAPA-CPATU. p. 7-42.
- SINGH, R. & MOLLER, M. R. F. 1984. Disponibilidade de micronutrientes em classes dominantes de solos do trópico úmido brasileiro. I. Zinco. Belém. **Boletim de Pesquisa**. 55. EMBRAPA-CPATU. p. 43.
- SIQUEIRA, N.V. M. 1997. **Procedimentos selecionados para análises de elementos principais e traços em materiais geológicos (rochas, solos, sedimentos de correntes, etc) em regime de rotina**. Belém. Universidade Federal do Pará. 19p .
- SOMBROEK, W.G. 1966. **Amazon Soils: a reconnaissance of the soils of the Brazilian Amazon region**. Wageningen. Pudoc. 199p.
- SPOSITO, G. 1989. **The Chemistry of Soils**. New York. Oxford University Press. 233p.
- STARK, N.M. 1970. Nutrient Cycling: I. Nutrient Distribution in Some Amazonian Soils. **Tropical Ecology** **12**(1): 24-50.
- STARK, N. M. 1972. Nutrient cycling pathways and litter fungi. **BioScience** **22**: 355-360.
- SWITZER, G.L. & NELSON L.E. 1972. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine *Pinus taeda* L plantation ecosystems: the first 20 years. Madison. **Soil Sci Soc Amer Proc** **36**: 143-147.
- TOMÉ Jr, J. B. 1997. **Manual para Interpretação de Análise de Solo**. Guaíba. Agropecuária Editora. 166p.
- VAN RAIJ, B. 1983. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba. Instituto da Potassa & Fosfato. 56p.
- VERNADSKY, V. I. 1986. **Biosphere**. New York. Synergetic Press. 82p.
- VIEIRA, I. C. G. 1996. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia**. Stirling. University of Stirling. 210 p. (Tese de doutoramento).
- VIEIRA, L. S. 1975. **Manual de Ciência do Solo**. São Paulo. Agronomica Ceres. 233p.
- VIEIRA, L.S. & VIEIRA, M.N.F. 1983. **Manual de morfologia e classificação de solos**. São Paulo. Agronômica Ceres. 450 p.
- VINOGRADOV, A.P. 1964. Provinces Biogéochimiques et leur rôle dans l'évolutions organique. **International Monograph Earth Science**. **15**: 317-337.

VITOUSEK, P.M. & REINERS, W.A. 1974. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. **BioScience** **25**: 376-381.

WALKER, J.L.; SHERMAN, G.D.; KATSURA, T. 1969. The iron and titanium minerals in the titaniferous ferruginous Latosols of Hawaii. **Pac. Sci.** **23**: 291-304.

WARRICK, A. W.; MYERS, D.E.; NIELSEN, D.R.; 1986. **Geostatistical methods applied to soil science**. Madison. American Society of Agronomy (ASA) & Soil Science Society of America (SSSA).

WHITTING, L.D.; ALLARDICE, W.R. 1986. X-Ray Diffraction Techniques. In: Klute, A. **Methods of Soil Analysis**. Madison. Soil Science Society of America. p. 331-362.

ZAR, J. H. 1984. **Biostatistical Analysis**. New Jersey. Prentice-Hall. 530p.

## 6 DINÂMICA DO FLUXO DE CO<sub>2</sub> DO SOLO EM ECOSISTEMAS DE *Virola surinamensis* E FLORESTAS SUCESSIONAIS NA REGIÃO DOS TABULEIROS COSTEIROS, AMAZÔNIA ORIENTAL

### RESUMO

O estudo de processos do metabolismo de ecossistemas é importante na análise comparativa da biogeoquímica de ecossistemas. Nesta pesquisa, foi avaliado o efluxo de CO<sub>2</sub> do solo (respiração do solo) nos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e de floresta sucessional (FSU) remanescentes na região de tabuleiros costeiros na Amazônia oriental. O efluxo de CO<sub>2</sub> no VSU (4,03 μmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) não diferiu significativamente (p > 0,05) do efluxo no FSU (4,37 μmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>). A variação sazonal do fluxo de CO<sub>2</sub> do solo observada nos ecossistemas foi pouco influenciada pela umidade gravimétrica, a qual foi significativamente maior (p < 0,001) no FSU. Os resultados de fluxos de CO<sub>2</sub> dos solos nesses ecossistemas constituem indicação do funcionamento adequado dos ecossistemas nas condições estudadas na província biogeoquímica.

**PALAVRAS-CHAVE:** Metabolismo de ecossistema; fluxo de CO<sub>2</sub>; ecossistema de floresta sucessional; *Virola surinamensis*; Amazônia oriental.

## 6 DYNAMICS OF SOIL CO<sub>2</sub> FLUXES IN A *Virola surinamensis* AND SUCCESSIONAL FOREST ECOSYSTEMS IN THE OF COASTAL TABLELANDS REGION OF EASTERN AMAZONIA

### ABSTRACT

The study of ecosystems metabolic process is an important tool for comparative analysis of the ecosystem biogeochemistry. This work compares the CO<sub>2</sub> soil flux in a *Virola surinamensis* ecosystem (VSU) and a remnant successional forest ecosystem (FSU) in the coastal tablelands region of eastern Amazonian. The CO<sub>2</sub> soil fluxes were not significantly different (p > 0.05), registering 4,32 μmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> in the VSU and 3,47 μmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> in the FSU. The CO<sub>2</sub> soil flux varied somewhat and was weakly influenced by the greater gravimetric soil moisture (p < 0.001) in the successional forest ecosystem. The similar soil respiration values between the two ecosystems indicates adequate functioning of the VSU and FSU ecosystems under the natural (FSU) and managed (VSU) study conditions within this biogeochemical province.

**KEYWORDS:** Ecosystem metabolism; CO<sub>2</sub> flux; forest successional ecosystem; *Virola surinamensis*; eastern Amazonia

## 6.1 INTRODUÇÃO

A respiração edáfica constitui o principal fluxo de carbono no ciclo global deste elemento, seguindo em magnitude, a produtividade primária bruta. Estudos mostram que a captação global de C atmosférico está em uma faixa entre 100 a 120 Pg C ano<sup>-1</sup> (Box, 1978; Bolin, 1983; Houghton & Woodwell, 1989), sendo que o processo de respiração do solo varia numa faixa de 50 a 75 Pg C ano<sup>-1</sup> (Raich & Schlesinger, 1992).

Ainda são poucos os estudos que quantificam o impacto causado na respiração do solo em diferentes sítios pelas atividades humanas para que se possa ter um melhor entendimento do fenômeno (Raich & Schlesinger, 1992), embora na Amazônia oriental já existam estudos comparativos do fluxo de dióxido de carbono do solo em ambientes sob diferentes usos da terra (Davidson et al. 2000).

A dinâmica do CO<sub>2</sub> no solo é resultante da atividade metabólica das raízes, micorrizas, decompositores e outros organismos e pode contribuir substancialmente para o entendimento geral das taxas de reposição (turnover rate) que caracterizam e regulam os ecossistemas (Ewel et al. 1987b). O fluxo de CO<sub>2</sub> do solo caracteriza-se como um bom indicador da alocação total de carbono no solo e da produtividade do ecossistema (Raich & Nadelhoffer, 1989).

O CO<sub>2</sub> é produzido através da oxidação de compostos de carbono que tem a dinâmica do fluxo dependente da variação da temperatura e conteúdo de umidade do solo (Alexandre, 1977). O efeito conjunto de diferentes processos que resultam na respiração do solo, são considerados neste estudo para determinação das estimativas do fluxo de CO<sub>2</sub> (Edwards & Harris, 1977 e Ewel et al. 1987a).

O controle da transferência de CO<sub>2</sub> do solo para atmosfera é obtido pela produção de CO<sub>2</sub>, concentração de CO<sub>2</sub>, gradiente térmico solo-atmosfera, propriedades físicas do solo e flutuações de pressão nas interfaces de troca. Embora esse fenômeno compreenda vários processos, tanto biológicos quanto físicos, esta liberação de carbono é geralmente referida como respiração do solo (Meir et al. 1996).

Na Amazônia oriental o fluxo de CO<sub>2</sub> na superfície do solo foi mais elevado em ecossistemas de florestas maduras em relação as pastagens degradadas, sendo que as florestas sucessionais, conhecidas como secundárias e pastagens manejadas, apresentaram um fluxo

intermediário de CO<sub>2</sub> (Camargo et al. 1999). Estudos realizados por Davidson et al (2000) mostraram que a emissão anual de CO<sub>2</sub> do solo no leste amazônico, expresso em carbono, foi de 2,0, 1,8, 1,5, e 1,0 kg C m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> para floresta primária, floresta secundária, pastos ativos e pastos degradados, respectivamente.

O conteúdo de matéria orgânica do solo evolui desde os estágios serais iniciais até a faixa de 40 a 50 anos, onde os níveis de carbono de ecossistema sucessional equivalem aos níveis encontrados em ecossistemas florestais maduros, isto é, próximo ao equilíbrio dinâmico em termos de acúmulo de fitomassa. Essa performance dos ecossistemas sucessionais acontece independentemente da natureza do uso da terra e da matéria orgânica residual (Brown & Lugo, 1990).

Diferentes usos da terra podem claramente ter efeitos significativos sobre a magnitude da evolução de CO<sub>2</sub>, embora nenhum dos efeitos da natureza ou de mudanças na natureza estrutural do ecossistema estejam compreendidos (Cropper et al. 1985 e Ewel et al. 1987b). A magnitude do processo de respiração do solo em ecossistemas florestais maduros contribuiu com aproximadamente 84% do efluxo total de dióxido de carbono dos ecossistemas florestais na região do Jarú, Rondônia (Meir et al. 1996).

Com o intuito de entender parte do metabolismo de ecossistemas florestais homogêneos como *Virola surinamensis* (VSU) em relação aos ecossistemas de florestas sucessionais (FSU), foi elaborada a seguinte questão científica: qual a magnitude da variação do fluxo de carbono do solo (respiração edáfica) no ecossistema VSU em relação a um ecossistema de FSU em sistemas pedoquímicos similares ?

Para responder essa questão foi testada a seguinte hipótese: se a respiração edáfica ocorrer com substancial diferença entre os ecossistemas, então esse processo pode ser explicado pela variação estrutural e funcional dos ecossistemas, caracterizado pela diversidade florística.

Com isso, essa pesquisa teve os seguintes objetivos: i) quantificar o fluxo do CO<sub>2</sub> no solo em ecossistemas de *V. surinamensis* (VSU) e em ecossistema de floresta sucessional (FSU), na região de tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica e; ii) identificar os fatores abióticos e bióticos que propiciam o desempenho diferencial dos ecossistemas.

## 6.2 ÁREA DE ESTUDO

### 6.2.1 Ecossistemas

#### 6.2.1.1 Ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU)

O ecossistema VSU nas nascentes do rio Ananí (1°18'14" S, 48°26'47" W) tem densidade de plantio de 400 árvores por ha<sup>-1</sup> em espaçamento 5 x 5 m, com 26 anos de idade. O incremento médio anual (IMA) foi de 1,4 cm em diâmetro, com 0,91 m em altura total, volumétrico de 4,42 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O sub-bosque do VSU apresenta predominância de *Pariana campestris* (Poaceae) e pioneiras como *Tapirira guianensis* e *Vismia guianensis*.

#### 6.2.1.2 Ecossistema de Floresta sucessional (FSU)

O ecossistema FSU localiza-se ao norte do rio Ananí (1°18'6" S, 48°26'35" W) e desenvolveu-se sob exploração seletiva de madeira que aconteceu até o início da década de 70. Esse ecossistema sucessional tem uma curva espécie-área que evidencia a tendência de estabilidade no tamanho amostral realizado, quando alcançou cerca de 109 espécies por hectare. Esse resultado é coerente com os valores de diversidade estrutural e funcional encontrados em pesquisas anteriores, na região estudada (Cain et al. 1956).

Esse ecossistema sucessional contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelos valores dos índices de Shannon (H) com valor 4, equabilidade com 0,85 e o índice Simpson com 0,03. Esses resultados são consistentes com ecossistemas de alta diversidade na região (Vieira, 1996).

### 6.2.2 Geologia, geomorfologia e solos.

A geologia dominante na área experimental é de rochas sedimentares da formação Barreiras formadas por arenitos finos, siltitos, argilitos caulínicos e arenitos grosseiros pouco consolidados ou até friáveis (Pinheiro, 1987).

Geomorfologicamente encontra-se modelado de aplainamento do tipo pediplano conservado, com depósitos detríticos areno-argilosos, formando os tabuleiros costeiros de interflúvios no domínio morfotectônico bragantino (Bemerguy et al. 2002).

O solo do ecossistema de *Virola surinamensis* foi classificado como Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e o do ecossistema de floresta sucessional de tabuleiro costeiro como Latossolo Amarelo distrófico endoconcrecionário (LAdc). Esses sistemas possuem características pedoquímicas semelhantes (Tabela 2.1). Foram analisados os horizontes pedogenéticos com as características próprias desse sistema pedoquímico (Tabela 2.2 e 2.3).

### **6.2.3 Domínios da província biogeoquímica e manejo dos recursos naturais**

A produção primária nos ecossistemas sucessionais de florestas de tabuleiros costeiros, em termos florísticos, possui predominância de 10 espécies e 10 famílias (Tabelas 2.5 e 2.6). Esses domínios vegetacionais estabeleceram a fitoestabilidade na região guajarina do baixo rio Benfica, o que implica numa substancial similaridade do metabolismo dos ecossistemas.

A existência de domínios florísticos apóia a adoção do conceito de província biogeoquímica, englobando as áreas experimentais numa mesma base de metabolismo de ecossistemas e processos biogeoquímicos similares (Vinogradov, 1964 e Bashkin , 2002). Essa concepção produz suporte necessário ao processo analítico comparativo utilizando-se a biogeoquímica dos ecossistemas.

Essas subpopulações naturais de espécies arbóreas constituem importantes matrizes fitogeoquímicas singenéticas ou epigenéticas biogênicas como componentes estruturais do modelo de dispersão dos elementos químicos (Vinogradov, 1964 e Licht, 1995).

A história do manejo na área de estudos foi caracterizada pela exploração madeireira seletiva dos ecossistemas de florestas remanescentes. Esta forma de uso dos recursos naturais modificou-se quando a EIDAI do Brasil Madeiras S.A. iniciou as atividades de silvicultura industrial para a produção madeireira, com plantios de espécies nativas, como *Virola surinamensis* e outras.

As famílias mais importantes encontradas na vegetação representam 53% da cobertura vegetal presente no ecossistema. Isso implica em que o fluxo de fitomassa tenha considerável

dependência da fenologia dessas famílias. Dentre elas destacam-se as Cecropiaceae(IVI=11,75%); Lecythydaceae(8,20%); Mimosaceae(7,69%) e Burseraceae(7,61%) (Tabela 2.5).

Esse ecossistema contém uma elevada diversidade alfa de espécies, evidenciada pelo elevado valor do índice de shannon de  $H= 4,00$ , equitabilidade ( $E = 0,85$ ) e Simpson com  $0,03$ . Na subpopulação de espécies arbóreas as mais importantes foram: *Pouroma guianensis* com índice de valor de importância (IVI) de 27,41%, *Couratari oblongifolia* com 19,12%, *Fagara guianensis* com 9,65%, e *Symphonia globulifera* com 8,59%.

### 6.3 MÉTODOS

#### 6.3.1 Procedimentos de medição do fluxo de CO<sub>2</sub> do solo

As medições foram realizadas mensalmente com um sistema de fotossíntese LI-COR (LI-6400) adaptado com câmara de medição de efluxo de CO<sub>2</sub> do solo LI-6400-09 (LI-COR Inc., Lincoln, Nebraska). Foram usados 12 anéis de polivinil (PVC) com 115 mm de diâmetro, 55 mm de profundidade inseridos no solo 20 mm. Este procedimento foi realizado em 3 blocos, com 4 repetições por ecossistema (Figuras 6.1 e 6.2).

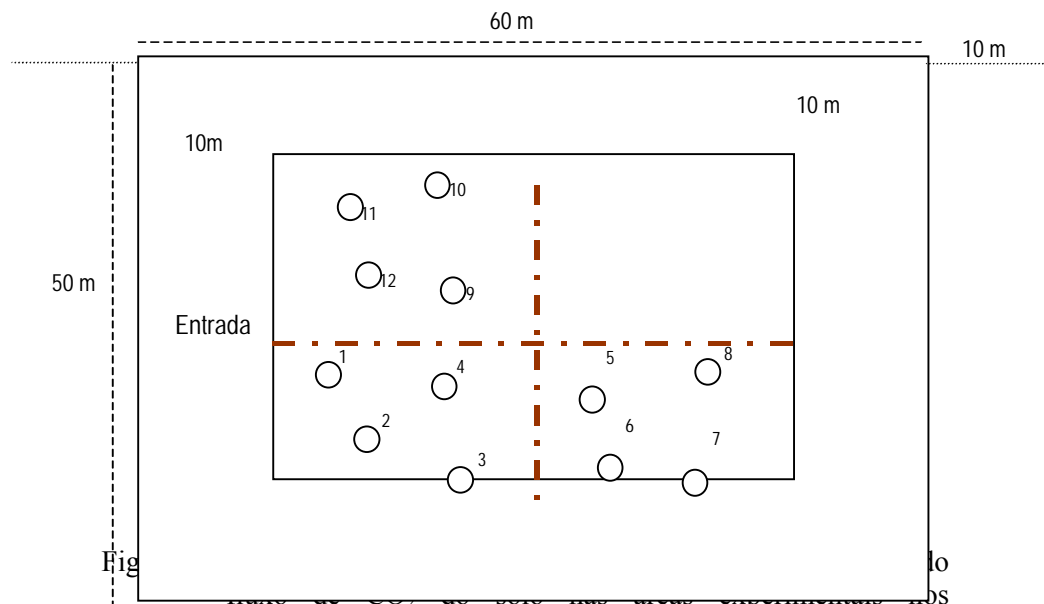


Fig. 6.1. Mapa de CO<sub>2</sub> do solo nos blocos experimentais dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região de tabuleiros costeiros, no baixo rio Benfica, Amazônia oriental





As determinações do fluxo de CO<sub>2</sub> foram realizadas pelo método dinâmico (Cropper et al. 1985) ou câmaras de fluxo (Davidson et al. 2000). Esse procedimento consistiu na execução de medições com um sistema constituído de câmara de fluxo de CO<sub>2</sub> do solo, modelo LI-COR 6400-09, conectado a um conjunto analisador infravermelho de gás (IRGA), modelo LICOR 6400 (Figura 6.2).

Os registros de fluxos foram expressos em  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  e armazenados no sistema de memória portátil do equipamento (Figura 6.2). Em seguida, o banco de dados gerado em cada procedimento de leitura foi transferido para outro ambiente de memória no formato XLS para os devidos procedimentos analíticos do processo de respiração do solo (Ewel et al. 1987b).

#### 6.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento estatístico adotado foi em blocos casualizados, com medidas repetidas no tempo. Em cada ecossistema, com 3 blocos e 4 repetições de coletores (anéis de medição de efluxo de CO<sub>2</sub>), foram realizados 8 medições mensais (equação 6.1). A análise de variância foi desenvolvida pelo método de Medidas Repetidas (Repeated Measures-RM ANOVA), com a seguinte expressão matemática na equação 6.1.

$$Y_{ijk}(e) = \mu + \alpha_i + \alpha_j + \alpha_{ij} + \beta_k + \epsilon_i + \epsilon_j \quad (6.1)$$

onde :  $Y_{ijk}(e)$ = variável de resposta;  $\mu$ = média geral do experimento;  $\alpha_i$ = efeito dos ecossistemas;  $\alpha_j$ = medidas repetidas (tempo);  $(\alpha\alpha)_{ij}$ = efeito da interação entre ecossistemas e medidas repetidas(tempo);  $\beta_k$ = efeito dos blocos;  $\epsilon_i$ = erro experimental devido ao ecossistema;  $\epsilon_j$ = erro experimental devido as medidas repetidas(tempo);  $i$ =ecossistemas;  $j$ =medidas repetidas (mensal);  $k$ =blocos (repetições) e;  $\epsilon$ = componente aleatório.

As diferenças entre as estimativas das médias de fluxos de CO<sub>2</sub> nos diferentes ecossistemas foram determinadas seguindo-se procedimentos de análise comparativa das estimativas de médias em populações normais (gaussianas) e não paramétricas. Para identificar padrões de relação da variável de fluxo de CO<sub>2</sub> entre os ecossistemas utilizou-se técnicas de correlação com o auxílio do programa SigmaStat (SigmaStat.2.0, 1997).

## 6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de fluxo na estação menos chuvosa (agosto-dezembro/01) variaram de 2,9 a 3,5  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  no FSU em comparação a 2,2 a 2,5  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  apresentados no VSU. Os fluxos mensais e totais de  $\text{CO}_2$  não diferiram estatisticamente ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas, mesmo se for considerada a variação estacional da pluviosidade (Tabela 6.1).

Tabela 6.1 Estimativas dos valores de fluxo de CO<sub>2</sub> (μmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) do solo dos ecossistemas de *Virola surinamensis* sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica, Amazônia oriental (média ± SE, n=9; letras iguais na mesma linha são significativamente iguais no nível (p>0,05) pelo teste t, e Mann-Whitney, n=9)

	Medição	
	VSU	FSU
	(μmol CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )	(μmol CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )
Agosto/01	2,27 a	2,81 a
Outubro/01	2,41 a	2,73 a
Dezembro/01	2,82 a	3,41 a
Março-02	3,51 a	3,34 a
Abril/02	3,78 a	3,27 a
Mai/02	3,51 a	3,66 a
Julho/02	3,47 a	3,47 a
Setembro/02	4,10 a	4,55 a

A explicação mais plausível refere-se à adição de água via regime de chuvas local que produz a umidade relativa do solo, que foi maior durante todo o período de medições no ecossistema FSU do que no ecossistema VSU (Tabela 6.2 e figura 6.3). A existência de maior disponibilidade de água tem elevado a atividade microbiana e o crescimento da fitomassa radicular,

ocasionando o aumento no fluxo de CO<sub>2</sub> do solo, sem diferenças significativas (  $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas (Figura 6.3). Esses resultados foram considerados por outros autores (Raich & Schlesinger, 1992 e Davidson et al. 2000).

Tabela 6.2 Estimativas dos valores de umidade gravimétrica (%) do solo dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros no baixo rio Benfica na Amazônia oriental..[Valores com letras desiguais na mesma linha diferiram significativamente no nível ( $p < 0,001$ ) pelo teste t e Mann-Whitney, n=36].

Mês	Ecossistema	
	VSU	FSU
Agosto/01	15,20 b	18,61 a
Outubro/01	17,87 b	21,70 a
Dezembro/01	11,62 b	16,19 a
Março-02	17,33 b	21,81 a
Abril/02	19,15 b	21,81 a
Mai/02	17,33 b	22,18 a
Julho/02	19,35 b	22,78 a
Setembro/02	22,05 b	18,81 a

A umidade do solo foi significativamente maior no ecossistema sucessional (  $p < 0,001$ ) em relação ao *V. surinamensis*. Essa característica das condições estruturais do ecossistema FSU interferiu no fluxo de energia deplecionando os processos de fluxo de vapor, e propiciando maior armazenamento de água pela diminuição da evaporação. Esse processo também pode ser admitido como fator auxiliar na determinação da maior umidade de agosto a julho no ecossistema FSU e, portanto, dando maior tempo de residência da água no sistema (Figura 6.3).

Esse fenômeno de acumulação diferencial de água no solo do ecossistema FSU foi atribuído à capacidade da liteira de armazenar água, aliado à natureza conservativa da estrutura do

ecossistema de alta diversidade, que diminui e regula as eventuais perdas evaporativas da liteira, funcionando como componente de reserva de umidade.

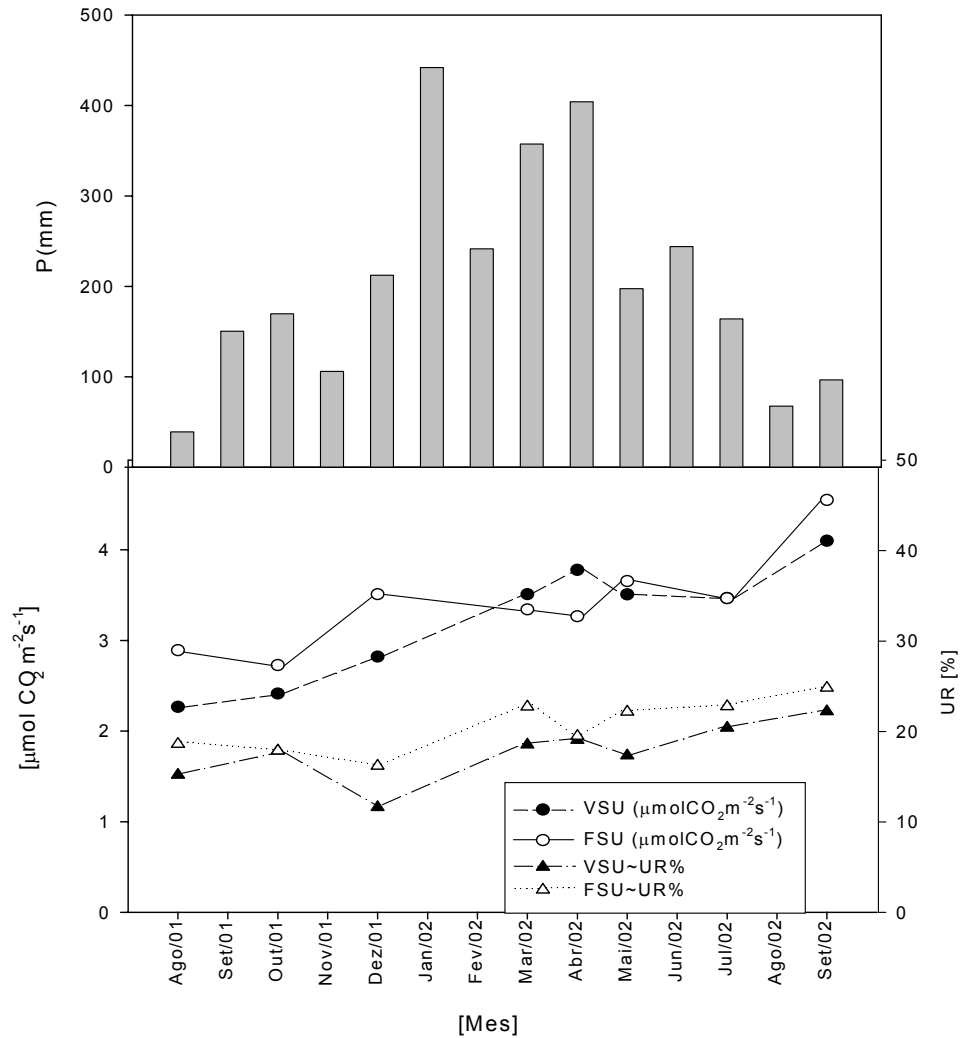


Figura 6.3 Precipitação pluviométrica mensal (P), umidade gravimétrica relativa (UR), fluxo de CO<sub>2</sub> do solo dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU). O valor médio mensal do fluxo e umidade relativa em cada ponto representa média de 12 repertições.

O fluxo do CO<sub>2</sub> do solo entre os ecossistemas não foi significativamente diferente ( $p > 0,05$ ) no período de agosto a dezembro de 2001 (Figura 6.3). O modelo temporal de fluxo apresentou uma reversão de tendências de magnitude nos meses de março a abril de 2002 entre os ecossistemas. Esse fenômeno deve-se à influência da umidade gravimétrica no aumento da população microbiana (Rangel-Vasconcelos, 2002) causando um pulso de emissão de CO<sub>2</sub> do solo no VSU (Figura 6.3).

Embora o *status* da umidade gravimétrica tenha variado e temporalmente seja maior ( $p < 0,001$ ) no ecossistema de FSU do que na VSU (Tabelas 6.2 e 6.3), o *status* da água no solo em ambos os ecossistemas engloba uma faixa de umidade do solo, que permite o desenvolvimento de toda a fauna microbiana (Fenchel et al. 1998).

Tabela 6.3 Resultados comparativos do efluxo de CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) do solo e conteúdo gravimétrico de água (%) do solo dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) na região dos tabuleiros costeiros na Amazonia oriental. [Valores com letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes no nível ( $p < 0,001$ ) pela teste Mann-Whitney, e iguais ( $p > 0,05$ ) pelo teste t,  $n=96$ ].

Ecossistema	Ecossistema	
	Efluxo de CO <sub>2</sub> ( $\mu\text{mol C m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )	Umidade do solo (%)
VSU	4,03 a	17,61 b
FSU	4,37 a	20,67 a

Essa característica tem sido constatada na Amazônia e em outros ecossistemas. A propósito do fluxo de carbono do solo em condições de sazonalidade de adição de água a diminuição na umidade ocasiona uma diminuição no fluxo de CO<sub>2</sub> (Raich & Schlesinger, 1992; Meir et al. 1996 e Davidson et al. 2000).

Os sistemas pedoquímicos das áreas estudadas possuem regime isotérmico *sensu* Buol et al. (1980). Essa condição reflete pulsos mínimos nas populações de microorganismos do solo com efeito no fluxo de CO<sub>2</sub> sem diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre os ecossistemas (Figura 6.3). A variação da temperatura do solo no período chuvoso (setembro, 2002) foi maior no ecossistema VSU ( $p < 0,001$ ,  $n=36$ ), que apresentou uma temperatura média de 26,2 °C, sendo que no ecossistema FSU a média foi de 25,5 °C. A diferença entre as temperaturas máximas e mínimas foi de 0,6 °C e 0,8 °C para os solos dos ecossistemas VSU e FSU, respectivamente.

A temperatura atua como fator que governa todos os processos biológicos importantes no solo e cada microorganismo tem um ótimo de temperatura, sendo que um expressivo número de organismos são mesófilos (Alexander, 1977), com temperatura variando de 25°C a 35°C. Essa variável térmica do solo foi estimada a 15 cm de profundidade, no período menos chuvoso (setembro/2002), sendo maior no ecossistema VSU ( $p < 0,001$ ,  $n=36$ ), com mediana de 26,2 °C, do que no FSU com mediana de 25,5 °C. A diferença entre as temperaturas máximas e mínimas foi de 0,6 °C e 0,8 °C para os solos dos ecossistemas VSU e FSU, respectivamente.

Esses resultados de variação termal do solo foram coerentes com outros estudos determinados em ecossistemas florestais na Amazônia oriental (Souza et al. 1996). A estimativa da temperatura média do ar foi de 25,9 °C, com os extremos variando de 21,9 °C mínima e 31,4 °C máxima (Martorano et al. 1993). Na profundidade estudada dos ecossistemas analisados, os resultados são compatíveis com a teoria de variação térmica explicada por Hillel (1982).

Nos ecossistemas VSU e FSU a temperatura possui a variação regulada pela diversidade estrutural, suficiente para manter a diferença de variação térmica similar aos resultados de Souza et al (1996). Esse regime térmico encontra-se dentro dos limites ótimos de desenvolvimento das subpopulações microbianas mesofílicas que são dominantes (Alexander, 1977). Esse resultado deixa por conta da variação da umidade, em grande parte, o controle das subpopulações microbianas nesses sistemas pedoquímicos, em ecossistemas florestais.

Os resultados de trabalhos de vários autores (Maldague & Helger, 1963; Keller et al. 1986; Kursar, 1989; Davidson et al. 2000 e Vasconcelos et al. 2004) desenvolvidos em regiões tropicais com ecossistemas estrutural e funcionalmente similares, isto é, oligotróficos, mostram que os fluxos do CO<sub>2</sub> no solo foram coerentes (Tabela 6.4). Essa constatação indica que os ecossistemas estudados encontram-se compatíveis com o processo de sucessão autogênica em desenvolvimento (Odum, 1971 e Kimmins, 1997).



Tabela 6.4 Resultados comparativos de fluxo de carbono ( $\text{g C m}^{-2} \text{mês}^{-1}$ ) do solo em ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) em regiões tropicais.

Ecossistema	Local	Fluxo	Autor
		( $\text{g C m}^{-2} \text{mês}^{-1}$ )	
Floresta estacional decídua, Panamá.	9°09'N, 79° 51'W	120,80	Kursar, 1989
Floresta de planalto, Amazônia.	2°50'S, 59° 57'W	105,00	Keller et al. 1986
Floresta Gilbertiodendron, Zaire	0°48'N, 24° 24'E	126,60	Maldague & Hilger, 1963
Floresta sucessional, Amazônia	1°19'S, 47° 57'W	132,75	Vasconcelos et al. 2004
Floresta primária, Amazônia	2°59'S, 47°31'W	166,60	Davidson et al. 2000
Floresta primária, Amazônia	10°4.8'S, 61°56'W	171,07	Meir et al. 1996
Floresta secundária, Amazônia	2°59'S, 47°31'W	150,00	Davidson et al. 2000
Pastagem ativa, Amazônia	2°59'S, 47°31'W	125,00	Davidson et al. 2000
Pastagem degradada, Amazônia	2°59'S, 47°31'W	85,00	Davidson et al. 2000
<i>Virola surinamensis</i> (VSU), Amazônia	1°18'S, 48°26' W	125,64	Este estudo
Floresta sucessional(FSU), Amazônia	1°18'S, 48°26' W	137,33	Este estudo

O ecossistema de VSU recuperou, no desenvolvimento, os componentes estruturais e suas funções de controle biológico dos processos internos no ciclo biogeoquímico, comparativamente ao ecossistema sucessional FSU sob alteração leve de exploração seletiva. A reabilitação do controle biótico foi estudada em ecossistemas florestais nos EUA (Vitousek & Reiners, 1975 e Bormann & Likens, 1994).

## 6.6 CONCLUSÕES

A análise comparativa do estudo do fluxo de carbono, importante no entendimento do metabolismo dos ecossistemas, foi desenvolvida em oito campanhas de medições no período de treze meses, produzindo resultados que devem ser considerados como preliminares sugestivos e não conclusivos, indicativos das condições de funcionamento biogeoquímico desses ecossistemas:

a) Os ecossistemas sucessional de floresta e de *V. surinamensis* ocorreram com padrões similares de fluxo de CO<sub>2</sub> do solo durante o período de medições, o que sustentou a rejeição da hipótese alternativa que implica na diferença de fluxo baseada na diversidade estrutural e funcional;

b) O maior conteúdo de água no solo no ecossistema FSU em relação ao VSU não foi efetivo para alterar os fatores bióticos do solo, não influenciando o efluxo diferencial de CO<sub>2</sub> entre os ecossistemas; e

c) Os resultados evidenciaram a similaridade do efluxo de CO<sub>2</sub> do solo indicando que o desenvolvimento do ecossistema de *Virola surinamensis* reabilitou os processos funcionais através da regulação biótica como indicador da estabilidade em seu metabolismo em comparação aos padrões do ecossistema de floresta sucessional.

## REFERÊNCIAS

ALEXANDER, M. 1977. **Introduction to soil microbiology**. New York. John Wiley & Sons.

BASHKIN, V. N. 2002. **Modern Biogeochemistry**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.

BEMERGUY, R.L.; COSTA, R.B. S.; HASUÍ, Y; BORGES, M. S.; SOARES Jr, A. V. 2002. Structural geomorphology of the brazilian Amazon region.. In: KLEIN, E. L., VASQUEZ, M. L. & ROSA-COSTA, L. T. da. **Contribuições à geologia da Amazônia**. Belém. Sociedade Brasileira de Geologia-Núcleo Norte (SBG-NO). V.3. p.4-13.

BOLIN, B. 1983. Changing global biogeochemistry. In: Brewer, P. **Oceanography: the present and future**. New York. Springer-Verlag. p.11-22.

BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1994. **Pattern and Process in a Forested Ecosystem**. New York. Springer Verlag. 233p.

BOX, E. 1978. Geographical dimensions of terrestrial net and gross primary productivity. **Rad. and Environm. Biophys** 15. 305-322.

BROWN, S. & LUGO, A.E. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology** 6: 1-32.

CAIN, S.A.; CASTRO, G.M; PIRES, J. M.; SILVA, N. L. 1956. Application of some phytosociological techniques to brazilian rain forest. **Amer. J. Botany**: 911-941.

CAMARGO, P.B.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A; DAVIDSON, E.A; NEPSTAD, C. VICTORIA, R.1999. Soil carbon dynamics in regrowth forest of eastern Amazonia. **Global Change Biology** 5: 693-702.

- CROPPER Jr, W.P.; EWEL, K.C.; RAICH, J.W 1985. The measurement of soil CO<sub>2</sub> evolution *in situ*. **Pedobiologia** **28**: 35-40.
- DAVIDSON, E.A.; VERCHOT, L.V.; CATTÂNIO, J.H; ACKERMAN, I.L; CARVALHO, J.E.M. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. **Biogeochemistry** **48**: 53-69.
- EDWARDS, N.T. and HARRIS, W.F. 1977. Carbon cycling in a mixed deciduous forest floor. **Ecology** **58**: 431-437.
- EWEL, K.C.; CROPPER JR, W.P.; GHOLZ, H. L. 1987a. Soil CO<sub>2</sub> evolution in Florida pine plantations. I Changes through. **Can. J. For. Res.** **17**: 325-329.
- EWEL, K.C.; CROPPER JR, W.P.; GHOLZ, H. L. 1987b Soil CO<sub>2</sub> evolution in Florida pine plantations. II Importance of root respiration. **Can. J. For. Res.** **17**: 330-333.
- FENCHEL, T.; KING, G.M.; BLACKBURN, T. H 1998. **Bacterial Biogeochemistry**. San Diego. Academic Press. 512p.
- HILLEL, D. 1982. **Introduction to Soil Physics**. New York, Academic Press. 333p.
- HOUGHTON, R.A. & WOODWELL, G.M. 1989. Global climate change. **Science** **260**: 36-44.
- KELLER, M.; KAPLAN, W.A.; WOFSY, S.C 1986. Emissions of N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from tropical forest soils. **J. Geophys. Res** **01**. p.11791-11802.
- KIMMINS, H. 1997. **Balancing Act**. Environmental issues in forestry. Vancouver. Univ of British Columbia Press. 188p.
- KURSAR, T.A. 1989. Evolution of soil respiration and soil CO<sub>2</sub> concentration in a lowland moist forest in Panama. **Plant and Soil** **113**: 21-29.
- LICHT, O.A.B. 1995. **Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Porto Alegre, Serião Geológico do Brasil. 255 p.
- MALDAGUE, M. E. & HILDER, F. 1963. Observations faunistiques et microbiologiques dans quelques biotopes forestiers equatoriaux. In : Doeksen, J. and Van der Drift, J. **Soil organisms**. Amsterdam, North-Holland. p- 368-374.
- MARTORANO, L.G.; PEREIRA, L.C.; CESAR, E. G. M. ; PEREIRA, I. C. B. 1993. **Estudos climáticos do Estado do Pará, classificação climática (Koppen) e Deficiência Hídrica (Thornthwaite & Mather)**. Belém, SUDAM. 156p.
- MEIR, P.; GRACE, J.; MIRANDA, A.; LLOYD, J. 1996. Soil respiration in a rainforest in Amazonia and in cerrado in central Brazil. In: Gash, J. H. C., Nobre, C. A., Roberts, J. M. & R. L. Victória (Eds). **Amazonian Deforestation and Climate**. Chichester, John Wiley & Sons. p- 319-329.
- ODUM, E.P. 1971. **Fundamentals of Ecology**. Philadelphia, W B Saunders Company. 574p.
- PINHEIRO, R.V.L. 1987. Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário do Guajará. Belém, Universidade Federal do Pará (Tese de mestrado). 155 p.
- RAICH, J.W. & MADELHOFFER, K. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. **Ecology** **70**:1346-1354.
- RAICH, J.W. & SCHLESINGER, W.H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus** **44B**: 81-99.

RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T. 2002. **Biomassa microbiana de solo sob vegetação secundária na Amazônia oriental**. Belém, Fac.de Ciênc.Agrárias do Pará, 66 p (Dissertação de mestrado).

SIGMASTAT. 1997. **User's manual**. Statistical software. Chicago, SPSS Inc. 580 p

SOUZA, J.R.S. de; PINHEIRO, F.M.A.; ARAUJO, R.L.C de; PINHEIRO JR, H.S; HODNETT, M.G 1996 Temperature and moisture profiles in soil beneath forest and pasture areas in eastern Amazonia. In: Gash, J. H. C.; Nobre, C. A; Roberts, J. M. & Victoria, R. **Amazonian deforestation and climate**. Chichester, John Wiley & Sons. p -125-137.

VASCONCELOS, S.S; ZARIN, D.J.; CAPANU, M.; LITTELL, R.; DAVIDSON, E.A.; ISHIDA, F.Y; SANTOS, E.B; ARAÚJO, M.M; ARAGÃO, D.V.; RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T; OLIVEIRA, F. de A; MACDOWELL, W.H.; CARVALHO, C.J. R de 2004. Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an eastern Amazonian regrowth forest. **Global Biogeochemical Cycles** **18**: 1-10.

VIEIRA, I. C. G. 1996. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia.. Stirling, University of Stirling**. 210 p. (Tese de doutoramento).

VINOGRADOV, A.P. 1964. Provinces Bioéochimiques et leur rôle dans l'évolutions organique. **International Monograph Earth Science**. **15**: 317-337.

VITOUSEK, P.M. & REINERS, W.A. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. **BioScience** **25**: 376-381.

## 7 CONCLUSÕES

A partir da análise comparativa dos aspectos da biogeoquímica dos ecossistemas de *Virola surinamensis* (VSU) e floresta sucessional (FSU) foi possível evidenciar a natureza diferencial entre os componentes estruturais e processos funcionais dos sistemas biológicos estudados, conforme as seguintes conclusões:

### *i) fluxo da matriz biogeoquímica da liteira e elementos químicos*

O ecossistema de floresta sucessional apresentou maior desempenho no fluxo da matriz pedogeoquímica ou liteira em relação ao ecossistema de *Virola surinamensis*. Esse fenômeno se explica pelo controle biogênico da diversidade florística presente no ecossistema sucessional, o que apoia a aceitação da hipótese do efeito da diversidade como fator causal;

Os fluxos de Ca, Mg e Cu foram similares entre os ecossistemas. Esses resultados são explicados pela baixa mobilidade na matriz bioquímica, o que pode ter determinado a ausência de controle biogênico. Nos elementos K, Mn e Zn os fluxos foram maiores no ecossistema FSU, o que reflete o controle biogênico via matriz bioquímica;

O fluxo do Mn na matriz biogeoquímica do FSU foi superior ao VSU. Esse resultado pode ter sido determinado pelo efeito da alta diversidade florística. O processo de fluxo de Fe foi maior no ecossistema de VSU, o que pode ser uma indicação da acumulação desse cátion pela *Virola surinamensis*.; e

O ecossistema FSU foi mais eficiente no uso de elementos químicos (EUE) Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn, apenas o K teve EUE similar em ambos os ecossistemas. Esses resultados podem indicar a maior adaptação do componente biótico (espécies) ao sítio oligotrófico.

## **ii) matriz biogeoquímica da Ladeira sobre o solo**

As evidências da maior magnitude das propriedades extensivas de armazenamento da matriz biogeoquímica na ladeira e elementos químicos no ecossistema de floresta sucessional apoiam a hipótese do efeito da maior diversidade florística como fator determinante;

Os resultados analíticos da pedoquímica dos solos LAd e LAdc na região dos tabuleiros costeiros, apoiam a hipótese de oligotrofia, determinada pelos recursos minerais de baixa capacidade de troca de cátions. Essa evidência implica na aceitação do modelo de dispersão epigenética biogênica da matriz biogeoquímica como fonte de recursos que favorece o ecossistema sucessional com maior capacidade de armazenamento desses cátions;

O armazenamento dos cátions K, Ca, Mg, Cu e Zn foi maior no ecossistema FSU, apenas o Mn e Fe foi maior no VSU. Esse resultado deve-se à maior diversidade florística no FSU, enquanto que no VSU, o Mn e Fe podem ter ocorrido com influência biogênica da *Virola surinamensis*; e

O tempo de residência da matriz biogeoquímica e dos elementos químicos da ladeira deposicional foi maior no FSU do que no VSU. Esse fenômeno de natureza temporal da matriz indicou que esse componente funcionou como fator biogênico modulador da distribuição dos cátions.

## **iii) pedoquímica**

Os ecossistemas VSU e FSU têm sistemas pedoquímicos LAd e LAdc com textura-arenosa e franco-arenosa, respectivamente. A mineralogia dominante nesses sistemas pedoquímicos é caulínica. A saturação de Al nesses sistemas foram elevadas, o que implica toxidez por esse cátion. Esse fenômeno tem o efeito minimizado pela complexação do Al na camada superior do solo; e

As bases trocáveis ocorreram com baixos valores, o que reflete a oligotrofia dos sistemas. Esses resultados sugerem a dependência desses ecossistemas ao ciclo biogeoquímico que persiste no fluxo de matéria no intrasistema.

## **iv) dinâmica do fluxo de CO<sub>2</sub>**

A respiração edáfica dos ecossistemas estudados evidenciaram resultados similares nesse processo metabólico. Esse resultado impõe a aceitação da hipótese da nulidade como explicação. Esse processo metabólico indicou que o ecossistema de VSU alcançou níveis de reabilitação estrutural e funcional equivalente ao ecossistema sob baixo nível de manipulação, no caso, o ecossistema FSU.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.

ALEXANDER, M. 1977. *Introduction to soil microbiology*. New York. John Wiley & Sons.

- ALLEN, B.L. & HAJEK, B.F. 1989. Mineral occurrence in soil environments. In: Dixon, J. D. & Weed S. B. **Minerals in soil environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 199-278.
- ALVIM, P.T. & ALVIM, R. 1978. Relation of the climate to growth periodicity in tropical trees. P. In: Tomlinson, B. & M. H. Zimmermann (Eds). **Tropical trees as living systems**. Cambridge. Cambridge University Press. p. 445-464.
- ARAÚJO, J. S & LIMA, S.P 2000. **Armazenamento de liteira em diferentes ecossistemas florestais e agroecossistemas na região de Belém**. Belém. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. 18 p.
- BARNES, B.V.; ZAK, D.R.; DENTON, S. R; SPURR, S. H. 1998. **Forest ecology**. New York. John Wiley & Sons. 623 p.
- BASHKIN, V. N. 2002. **Modern Biogeochemistry**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.
- BEMERGUY, R.L.; COSTA, R.B. S.; HASUÍ, Y; BORGES, M. S.; SOARES Jr, A. V. 2002. Structural geomorphology of the Brazilian Amazon region. In: KLEIN, E. L., VASQUEZ, M. L. & ROSA-COSTA, L. T. da. **Contribuições à geologia da Amazônia**. Belém. Sociedade Brasileira de Geologia-Núcleo Norte (SBG-NO). V.3. p.4-13.
- BERNHARD-REVERSAT, F. 1975. Étude de la litière et de sa contribution au cycle des éléments minéraux en forêt ombrophille de Côte-d'Ivoire. **Oecologia Plantarum** 5: 247-266.
- BINKLEY, D. & RICHTER, D. 1987. Nutrient cycles and H<sup>+</sup> budgets of forest ecosystems. **Advances in Ecological Research** 16: 2-45.
- BOHN, H.L.; MacNEAL, B.L; O'CONNOR, G.A. 1979. **Soil chemistry**. New York. John Wiley. 533 p.
- BOLIN, B. 1983. Changing global biogeochemistry. In: Brewer, P. **Oceanography: the present and future**. New York. Springer-Verlag. p.11-22.
- BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1994. **Pattern and Process in a Forested Ecosystem**. New York. Springer Verlag. 233 p.
- BOX, E. 1978. Geographical dimensions of terrestrial net and gross primary productivity. **Rad. and Environm. Biophys** 15: 305-322.
- BRAY, J.R. & GORHAM, E. 1964. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research** 2: 101-157.
- BROUWER, L. C. 1996 **Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest: a study in Guyana**. Utrecht. Tropenbos Guyana. 224 p. ( Tropenbos Guyana Series 1)
- BROWN, S. & LUGO, A.E. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology** 6: 1-32.
- BRUIJNZEEL, L.A. 1982. **Hydrological and Biogeochemical aspects of man-made forests in south-central Java, Indonesia**. Amsterdam. Free University of Amsterdam. 250 p. (Tese de doutoramento)
- BUOL, S.W.; HOLE, F.D. McCRAKEN, R. J. 1980. **Soil Genesis and Classification**. Ames. The Iowa State University Press.
- BUOL, S.W.; SOUTHARD, R.J; GRAHAM, R. C.; McDANIEL, P. A. 2003. **Soil Genesis and Classification**. Ames. Iowa State Press.

CAIN, S.A.; CASTRO, G.M; PIRES, J. M.; SILVA, N. L. 1956. Application of some phytosociological techniques to brazilian rain forest. **Amer. J. Botany**: 911-941.

CAMARGO, P.B.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A; DAVIDSON, E.A; NEPSTAD; C. VICTORIA, R.1999. Soil carbon dynamics in regrowth forest of eastern Amazonia. **Global Change Biology** 5: 693-702.

CHAPIN, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. **Ann. Rev. Ecol. Syst** 11: 233-260.

CLAESSEN, M.E.C.; BARRETO, W.O; PAULA, J.L de.; DUARTE, M.N 1997. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. 144 p

COLE, D.W. & RAPP, M. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle, D. E. **Dynamic properties of forest ecosystems**. Cambridge. Cambridge University Press. p. 341-409.

COLEMAN, D.C. & J. CROSSLEY, D.A. 1996. **Fundamentals of Soil Ecology**. San Diego. Academic Press. 233 p.

CORREA, C.A; DIAS, A.C.C.P. OLIVEIRA, F. de A. 1997. Fluxo de liteira e teores de nutrientes de *Tapirira guianensis* Aubl na Amazônia Oriental. **Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará** (27): 89-103.

COSTA, M.L. 1991. Aspectos Geologicos dos lateritos da Amazônia. **Revista Brasileira de Geociências** 21(2): 147-160.

COVINGTON, W.W. 1976. **Forest floor organic matter and nutrient content and leaf fall during secondary succession in northern hardwoods**. New Haven. Yale University. 98 p. (Tese de doutoramento)

COVINGTON, W.W. 1981 Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwood. **Ecology** 62: 41-48.

CROPPER Jr, W.P.; EWEL, K.C.; RAICH, J.W 1985. The measurement of soil CO<sub>2</sub> evolution *in situ*. **Pedobiologia** 28: 35-40.

DANTAS, M. & PHILLIPSON, J. 1989. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian "terra firme"rain forest. **Journal of Tropical Ecology**(5): 27-36.

DAVID, M. 1977. **Geostatistical ore reserve estimation**. Amsterdam. Elsevier Sci. Pub. Company.

DAVIDSON, E.A.; VERCHOT, L.V.; CATTÂNIO, J.H; ACKERMAN, I.L; CARVALHO, J.E.M. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. **Biogeochemistry** 48: 53-69.

DOBROVOLSKY, V.V. 1994. **Biogeochemistry of the world**. Boca Raton. CRC Press. 670p.

DREES, L.R.; WILDING, L.P; SMECK, N.E; SENAKAYI, A.L. 1989. Silica in Soils: quartz and disordered silica polymorphs. .In: Dixon, J. D. & Weed S. B **Minerals in soil environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 914-965.

EDWARDS, N.T. and HARRIS, W.F. 1977. Carbon cycling in a mixed deciduous forest floor. **Ecology** 58: 431-437.

EGUNJOBI, J.K. 1974. Litterfall and mineralization in a teak *Tectona grandis* stand. **Oikos** 25: 222-226.

EMBRAPA. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de classificação de Solos**. Rio de Janeiro. EMBRAPA\_ Solos. 155 p.

EWEL, J.J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **The Journal of Ecology** 64(1): 293-308.

EWEL, J.J.; BERISH, C.; BROWN, B.; PRICE, N.; RAICH, J.W. 1981. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. **Ecology** 62(3): 816-829.

EWEL, K.C.; CROPPER JR, W.P.; GHOLZ, H. L. 1987a. Soil CO<sub>2</sub> evolution in Florida pine plantations. I Changes through. **Can. J. For. Res.** 17: 325-329.

EWEL, K.C.; CROPPER JR, W.P.; GHOLZ, H. L. 1987b. Soil CO<sub>2</sub> evolution in Florida pine plantations. II Importance of root respiration. **Can. J. For. Res.** 17: 330-333.

FALESI, I.C., 1986. Estado Atual de Conhecimento de Solos da Amazônia Brasileira. In: Simpósio do Trópico Úmido I. Belém. **Anais**. EMBRAPA-CPATU. V.1. p.512-516

FASSBENDER, H.W. 1978. **Química de Suelos con énfasis en suelos de América Latina**. Costa Rica, Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. 255 p.

FENCHEL, T.; KING, G.M.; BLACKBURN, T. H 1998. **Bacterial Biogeochemistry**. San Diego. Academic Press. 512 p.

FERNANDES, E.C.M.; BIOT, Y.; CASTILLA, C.; CANTO, A.C.; MATOS, J.C.; GARCIA, S.; PERIN, R. e WANDERLI, E. 1997. The impact of selective logging and forest conversion for subsistence agriculture and pastures on terrestrial nutrient dynamics in the Amazon. **Ciência e Cultura** 49(1): 33-47.

FERRAZ, J.; HIGUCHI, N., SANTOS, J; BIOT, Y.; MARQUES, F.; BAKER, K.; BAKER, R.; HUNTER, I.; PROCTOR, J. 1997. Distribuição de nutrientes nas árvores e exportação de nutrientes pela exploração seletiva de madeira. In: HIGUCHI, N.; ANTONY, L.; LUIZÃO, F. & LUIZÃO, R **Projeto Bionte**: Biomassa e nutrientes florestais. .Manaus, MCT/INPA/DFID. p. 134-149.

FOLSTER, H. & GRIMM, U. 1995. **Investigations concerning the sustainable land use by forest plantations**. Frankfurt. IBAMA/BMFT. 43 p.

GLANTZ, S.A. 1997. **Primer of biostatistics**. New York, McGraw-Hill. 166 p.

GOLDEN SOFTWARE, Inc. 2002. **Surface Mapping System (Surfer)**. Golden. GOLDEN SOFTWARE. 222 p.

GOLLEY, F.B.; MacGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G; CHILD, G.I; DUEVER, M.J 1975. **Mineral Cycling in a tropical moist forest ecosystem**. Athens. The University of Georgia Press. 256 p.

GOLLEY, F.B.; YANTKO, J. RICHARDSON, T.; KLINGE, H 1980. Biogeochemistry of tropical forests: 1. The frequency distribution and mean concentration of selected elements in a forest near Manaus, Brazil. **Tropical Ecology** 21(1): 59 -70.

GOSZ, J.R.; LIKENS, G.E. BORMANN, F. H.1976. Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook forest. **Oecologia** 22: 203-320.

HILLEL, D. 1982. **Introduction to Soil Physics**. New York, Academic Press. 333 p.

HILLMAN, G.R. & GOULDING, D.L. 1981. Forest floor characteristics of Marmot and Streeter experimental watershed, Alberta. Edmonton. Northern Fort Research Center. 22 p.

HOUGHTON, R.A. & WOODWELL, G.M. 1989. Global climate change. **Science** 260: 36-44.

HSU, P.H. 1989. Aluminum Hydroxides and Oxyhydroxide In: Dixon, J. D. & Weed S. B **Minerals in soil environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 331-378.

HUNGATE, B.A.; NAIMAN, R.J.; APPS, M.; COLE, J.J; MOLDAN, B.; SATAKE, K.;



STEWART, J.W.B; VICTORIA, R.; VITOUSEK, P. M 2003. Disturbance and Element Interactions. In: MELILLO, J. M.; FIELD, C. B. & MOLDAN, B **Interactions of the Major Biogeochemical Cycles: Global Change and Human Impacts**. Washington. Island Press. p. 47-62.

JACOMINE, P.K.T. 2001. Evolução do conhecimento sobre solos coesos no Brasil. In: Simpósio de solos coesos dos tabuleiros costeiros do Brasil. Recife. EMBRAPA\_Solos. p.10-18.

JORDAN, C.F. 1985. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: principles and their applications in management and conservation**. Chichester. John Wiley & Sons. 305 p.

JORDAN, C.F. & HERRERA, R. 1981. Tropical rain forests: are nutrients really critical? **The American Naturalist** 177(2): 167-180.

JOURNEL, A.G. & HUIJBREGTS, C.J. 1978. **Mining Geostatistics**. London. Academic Press. 180 p.

KAMPRATH, E. J. 1967. Soil Acidity and Response to Liming. Raleigh. North Carolina State University. 14 p.

KELLER, M.; KAPLAN, W.A.; WOFSY, S.C 1986. Emissions of N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from tropical forest soils. **J. Geophys. Res** 01. p. 11791-11802.

KIMMINS, H. 1997. **Balancing Act**. Environmental issues in forestry. Vancouver. Univ of British Columbia Press. 188 p.

KIMMINS, J. P. 1997. **Forest Ecology: a foundation for sustainable management**. Upper Saddle River. Prentice Hall. 596 p.

KLINGE, H. 1977. Fine litter production and nutrient return to the soil in three natural forest stands of eastern Amazonia. **GeoEcoTrop** 1: 159 -167.

KLINGE, H. & RODRIGUES, W.A. 1968. Litter production in an area of Amazonian terra firme forest. Part I: Litterfall, organic carbon and total nitrogen contents in litter. **Amazoniana** 1: 287-302.

KLINGE, H.; JUNK, W.J., REVILLA, C. J. 1990. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. **Forest Ecology & Management**(33/34): 81-101.

KRAMER, P. & KOZLOWSKI, T.T. 1979. **Physiology of Woody Plants**. New York. Academic Press. 811 p.

KRAUSKOPF, K.B. & BIRD, D.K. 1995. **Introduction to Geochemistry**. Boston. McGraw-Hill. 518 p.

KURSAR, T.A. 1989. Evolution of soil respiration and soil CO<sub>2</sub> concentration in a lowland moist forest in Panama. **Plant and Soil** 113: 21-29.

LARCHER, W. 1975. **Physiological Plant Ecology**. Berlin. Springer-Verlag. 502 p.

LESACK, L.F.W. & MELACK, J. M. 1996. Mass balance of major solutes in a rainforest catchment in the Central Amazon Basin: implications for nutrient budget in tropical rainforests. **Biogeochemistry** 32: 115-142.

LICHT, O.A.B. 1995. **Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Porto Alegre. Serviço Geológico do Brasil. 255 p.

LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. 1995. **Biogeochemistry of a Forested Ecosystem**. New York, Springer-Verlag. 266 p

LOPES, A.S. 1983. **Solos sob cerrado: característica, propriedades e manejo**. Piracicaba. Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa. 205 p.

LUCAS, Y.; LUIZÃO, F.; CHAUVEL, A.; ROUILLER, J.; NAHON, D. 1993. The relation between biological activity of the rain forest and mineral composition of soils. **Science** **260**: 521-523.

LUGO, A. E.; CUEVAS, E.; SANCHEZ, M. 1990. Nutrients and mass in litter and top soil of ten tropical tree plantations. **Plant and Soil** **125**: 263-280.

LUIZÃO, F.J. 1995. **Ecological Studies in contrasting forest types in central Amazonia**. Stirling. University of Stirling. 298 p.

MAILLY, D.L. & MARGOLIS, H.A. 1992. Forest floor and mineral soil development in Casuarina equisetifolia plantations on the coastal sand dunes of Senegal. **Forest Ecology and Management**. **55**: 259-278.

MALAVOLTA, E.; HAAG, H. P.; MELLO, F.A.F; BRASIL SOBRINHO, M.O.C. 1974. **Nutrição Mineral e adubação de plantas cultivadas**. São Paulo. Pioneira. 233 p.

MALDAGUE, M. E. & HILDER, F. 1963. Observations faunistiques et microbiologiques dans quelques biotopes forestiers equatoriaux. In : Doeksen, J. and Van der Drift, J. **Soil organisms**. Amsterdam. North-Holland. p. 368-374.

MARKERT, B. 1992. Multi-element analysis in plant materials: analytical tools and biological questions. p. 401-428. In: Adriano, D. C. **Biogeochemistry of trace metals**. Boca Raton. Lewis Publishers. 512 p.

MARKEWICH, H. W. & PAVICH, M. J. 1991. Soil chronosequence studies in temperate to sub-tropical, low-latitude, low-relief terrain with data from the eastern United States. **Geoderma** **51**: 213-239.

MARKEWITZ, D. 1996. **Soil Acidification, soil potassium Availability, and Biogeochemistry of Aluminum and Silicon in a 34 year old loblolly pine (pinus taeda L.) ecosystem in the calhoun experimental forest**. South Carolina. Durham. Duke University. 132p. (Tese de doutoramento)

MARSCHNER, H. 1986. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego. Academic Press. 444 p.

MARTINS, A.R.A. 1997. **Ciclagem Hidrológico-Química: precipitação incidente, precipitação sob dossel e solução do solo, em área de floresta, em Benevides**. Belém. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. 66 p.

MARTINS, A.R.A. 2001. **Dinâmica de Nutrientes na Solução do Solo em um Sistema Agroflorestal em Implantação**. Piracicaba. Universidade de São Paulo. 144 p. (Tese de doutoramento).

MARTINS, P.F. da S. & CERRI, C. 1986. **O solo de ecossistema natural de floresta na Amazônia Oriental**. 1. Caracterização química e física. In: Simpósio do Trópico Úmido. 1. **Anais**. Belém. EMBRAPA-CPATU. p. 214-223.

MARTORANO, L.G.; PEREIRA, L.C.; CESAR, E. G. M. ; PEREIRA, I. C. B. 1993. **Estudos climáticos do Estado do Pará, classificação climatática (Koppen) e Deficiência Hídrica (Thorntwaite & Mather)**. Belém. SUDAM. 156 p.

McGRATH, D.A; SMITH, C. K.; GHOLZ, H. L.; OLIVEIRA, F. de A. 2001. Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia. **Ecosystems** **4**: 625-645.

MEIR, P.; GRACE, J.; MIRANDA, A.; LLOYD, J. 1996. Soil respiration in a rainforest in Amazonia and in cerrado in central Brazil. In: Gash, J. H. C., Nobre, C. A., Roberts, J. M. & R. L. Victória (Eds). **Amazonian Deforestation and Climate**. Chichester. John Wiley & Sons. p. 319-329.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A.; KOSEGARTEN, H.; APPEL, T. 2001. **Principles of plant nutrition**. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers. 849 p.

MILLIKEN, W. & RATTER, J.A. 1989. **First Report of the Vegetation Survey of the Maracá Rainforest Project**. Edinburgh. INPA/RGS/SEMA. 277 p.

- MIYAZAWA, M. 1999. Análises químicas de tecido vegetal. In: Silva F. C. O (Ed.) **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília. EMBRAPA, p. 173-223.
- MOLLER, M.R.F. 1986. Mineralogia de Argilas de Solos da Região Amazônica Brasileira. In: Simpósio do Trópico Úmido. 1. **Anais**. Belém. EMBRAPA-CPATU. p. 214-223.
- MOLLER, M.R.F. & KLANT, E. 1984. **Sorção de fósforo por colóides inorgânicos extraídos de dois solos da Amazônia**. Belém. EMBRAPA-CPATU. 15 p. (Série documento 13).
- NAEEM, S.L.; THOMPSON, J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H.; WOODFIN, R. M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. **Nature** 368: 735-738.
- NEVES, E.J.M.V. 1999. Biomassa e acúmulo de nutrientes nos diferentes compartimentos de *Ceiba pentandra L* e *Virola surinamensis* Rol plantadas na Amazônia ocidental brasileira. Curitiba. Universidade Federal do Paraná (UFPR). 189 p. (Tese de doutoramento).
- NORRISH, K. & TAYLOR, R.M. 1961. The isomorphic replacement of iron by aluminium in soils goethites. **Soil Sci Soc Amer Proc**. 12: 294-306.
- ODUM, E.P. 1971. **Fundamentals of Ecology**. Philadelphia. W B Saunders Company. 574 p.
- OLSON, J.S. 1963. Energy storage and the balance of produces and decomposers in ecological systems. **Ecology** 44(2): 322-330.
- PANNATIER, Y. 1998. **Variowin: software for spatial data analysis in 2D**. New York. Springer Verlag. 244 p.
- PETERSSSEN, R.G. & CALVIN, L.D. 1996. Sampling. In: Klute, A. (Ed) **Methods of Soil Analysis**. Part 1 Physical and mineralogical methods. Madison. American Society of Agronomy, Inc. p.33-50. (Agronomy, number 9).
- PINHEIRO, R.V.L. 1987. Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário do Guajará. Belém. Universidade Federal do Pará (Tese de mestrado). 155 p.
- PIRES, J.M. 1978. The forest ecosystems of the brazilian Amazon: description, functioning and research needs. In: UNESCO. **Tropical forest ecosystems: a state-of-knowledge report**. Paris. UNESCO/UNEP/FAO. p. 607-627.
- PLAMONDON, A. 1972. **Hydrologic properties and water balance of the forest floor of Canadian west coast watershed**. Vancouver. The University of British Columbia. 126p(Tese de doutoramento)
- PRITCHETT, W.L. 1979. **Properties and management of forest soils**. New York. John Wiley & Sons. 640 p.
- POGGIANI, F. 1985. **Ciclagem de Nutrientes em Ecossistemas de Plantações Florestais de Eucalyptus e Pinus: implicações silviculturais**. Piracicaba. USP-ESALQ. 211 p. (Tese de livre docência).
- PROCTOR, J. 1984. Tropical Forest Litterfall I: Problems of data comparison. In: Sutton, A & Chadwick, C. **Tropical Rain Forest: the leeds symposium**. Leeds. Leeds Philos. Nat. Hist Soc. p. 83-113.
- RAICH, J.W. & MADELHOFFER, K. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. **Ecology** 70:1346-1354.
- RAICH, J.W. & SCHLESINGER, W.H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus** 44B: 81-99.
- RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T. 2002. **Biomassa microbiana de solo sob vegetação secundária na Amazônia oriental**. Belém. Fac.de Ciênc.Agrárias do Pará. 66 p. (Dissertação de mestrado).

RÊGO, R.S.; VIEIRA, L.S. AMARAL FILHO, Z.P do; SANTOS, P.L dos; LOPES, D.N.; REIS, C. M. dos; GAMA, J. R. N.F.; COSTA, M.F. da; SERRUYA, L. M 1973. **Estudo detalhado dos Solos de uma área do Município de Capitão Poço**. Belém. Boletim de pesquisa No 12 (IDESP). p.1-17.

REICHARDT, K. 1985. **Processos de Transferência no Sistema Solo-Planta-Atmosfera**. Campinas. Fundação Cargill. 181 p.

REICHLE, D.E.; O'NEILL, R.V.; HARRIS, W. F. 1975. Principles of energy and material exchange in ecosystems. In: DOBBEN, W.H. & LOWE-McCONNEL, R.W. **Unifying Concepts in Ecology**. The Hague. Dr W. Junk B. V. Publishers. p. 27-43.

RICH, M. P.; WOOD, J.; VIEGLAIS, D. A.; BUREK, K.; WEBB, N. 1999. **Hemiview user manual**. Cambridge. Delta T Devices Ltd. 144 p.

RICHTER Jr, D.D. & MARKEWITZ, D. 2001. **Understanding soil Change**. Cambridge. Cambridge University Press. 230 p.

RODIN, L.E. & BAZILEVICH, N.I. 1967. **Production and mineral cycling in terrestrial vegetation**. Edinburgh. Oliver & Boyd. 344 p.

ROSE, A.W.; HAWKES, H.E. WEBB, J.S 1979. **Geochemistry in mineral exploration**. State College. Arthur W. Rose Pub. 455 p.

ROSSETTI, D.; TRUCKENBRODT, W. & GOES, A.M. 1989. Estudo Paleoambiental e Estratigráfico dos Sedimentos Barreiras e Pós-Barreiras na Região Bragantina, nordeste do Pará. Belém. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi** (1): 25-74. ( *Série Ciências da Terra*).

ROTHERY, E. 1986. **Operation manual SpetrAA-300**. Melbourne. Varian Australia Pty LTD. 180 p.

RUSSELL, C.E. 1983. Nutrient cycling and productivity of native and plantation forests at Jari Florestal, Pará, Brazil. Athens. University of Georgia. 136 p. (Tese de doutoramento).

SANCHEZ, P.A. 1976. **Properties and Management of Soils in the Tropics**. New York. John Wiley & Sons. 644 p.

SANFORD Jr, R. L. 1987. Apogeous roots in an Amazon rainforest. **Science** 235: 1062-1064.

SCHLESINGER, W.H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. San Diego, Academic Press. 588 p.

SCHULZE, D. G. 1989. An Introduction to Soil Mineralogy. In: Dixon B. & Weed S. B. **Minerals in Soil Environments**. Madison. Soil Science Society of America. p. 1-34.

SCHWERTMANN, U. 1971. Transformation of hematite to goethite in soils. **Nature** 232: 624-625.

SCHWERTMANN, U. & TAYLOR, R.M. 1989. Iron oxides. In: Dixon B. & Weed S. B. **Minerals in Soil Environments**. Madison. Soil Science Society of America. p.380-427.

SCOTT, N.A.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: II. Litter and nutrient cycling. **Journal of Ecology** 80: 705-717.

SHERMAN, G.D. 1952. Titanium content of Hawaiian soils and its significance. **Soil Sci Soc Amer Proc** 16: 15-18.

SIGMASTAT. 1997. **User's manual**. Statistical software. Chicago. SPSS Inc. 580 p.

SILVA, F.C. de O. 1999. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília. EMBRAPA. 188 p.

- SILVER, W. L.; BROWN, S.; LUGO, A. 1996. Biodiversity and biogeochemical cycles. In: Orians, G. H. ; Rudolfe Dirzo & Hall Cushman.. **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Berlin. Springer-Verlag. p. 49-67.
- SINGH, R. 1984. Disponibilidade de micronutrientes em classes dominantes de solos do trópico úmido brasileiro. II Manganês. Belém. **Boletim de pesquisa**. 62. EMBRAPA-CPATU. p. 7-42.
- SINGH, R. 1986a. Micronutrient availability in dominant soil types of brazilian humid tropics. III. Copper. Belém. **Anais**. EMBRAPA-CPATU. p. 518-528.
- SINGH, R. 1986b. Micronutrient availability in dominant soil types of brazilian humid tropics. IV. Iron. Belém. **Anais**. EMBRAPA-CPATU. p. 528-538.
- SINGH, R. & MOLLER, M. R. F. 1984. Disponibilidade de micronutrientes em classes dominantes de solos do trópico úmido brasileiro. I. Zinco. Belém. **Boletim de Pesquisa**. 55. EMBRAPA-CPATU. p. 43.
- SIQUEIRA, N.V. M. 1997. **Procedimentos selecionados para análises de elementos principais e traços em materiais geológicos (rochas, solos, sedimentos de correntes, etc) em regime de rotina**. Belém. Universidade Federal do Pará. 19p .
- SMITH, K.S.; GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F. de A. 1998. Litterfall and nitrogen-use efficiency of plantations and primary forest in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology & Management** **109**: 209-220.
- SOMBROEK, W.G. 1966. **Amazon Soils: a reconnaissance of the soils of the Brazilian Amazon region**. Wageningen. Pudoc. 199 p.
- SOUZA, J.R.S. de; PINHEIRO, F.M.A.; ARAUJO, R.L.C de; PINHEIRO JR, H.S; HODNETT, M.G 1996 Temperature and moisture profiles in soil beneath forest and pasture areas in eastern Amazonia. In: Gash, J. H. C.; Nobre, C. A; Roberts, J. M. & Victoria, R. **Amazonian deforestation and climate**. Chichester. John Wiley & Sons. p.125-137.
- SPOSITO, G. 1989. **The Chemistry of Soils**. New York. Oxford University Press. 233 p.
- STARK, N.M. 1970. Nutrient Cycling: I. Nutrient Distribution in Some Amazonian Soils. **Tropical Ecology** 12(1): 24-50.
- STARK, N. M. 1972. Nutrient cycling pathways and litter fungi. **BioScience** 22: 355-360.
- STARK, N.M. & JORDAN, C.F. 1978. Nutrient retention by the root mat on an Amazonian rain forest. **Ecology** 59(3): 434-437.
- STERNER, R.W. 1995. Elemental Stoichiometry of Species in Ecosystems. In: Jones, C. G. & Lawton, J.H. **Linking Species & Ecosystems**. New York. Chapman & Hall. p. 240-252.
- SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J. M. 1979. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford. Blackwell Publishing. 189 p.
- SWITZER, G.L. & NELSON L.E. 1972. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine *Pinus taeda* L plantation ecosystems: the first 20 years. Madison. **Soil Sci Soc Amer Proc** **36**: 143-147.
- TOMÉ Jr, J. B. 1997. **Manual para Interpretação de Análise de Solo**. Guaíba. Agropecuária Editora. 166 p.
- TRICART, J. 1977. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro. SUPREN. 88 p.
- UHL, C. & VIEIRA, I.C.G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas Region of the state of Para. **Biotropica** 21: 98-106.

- VAN RAIJ, B. 1983. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba. Instituto da Potassa & Fosfato. 56 p.
- VASCONCELOS, S.S.; ZARIN, D.J.; CAPANU, M.; LITTELL, R.; DAVIDSON, E.A.; ISHIDA, F.Y.; SANTOS, E.B.; ARAÚJO, M.M.; ARAGÃO, D.V.; RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T; OLIVEIRA, F. de A; MAcDOWELL, W.H.; CARVALHO, C.J. R de 2004. Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an eastern Amazonian regrowth forest. **Global Biogeochemical Cycles** **18**: 1-10.
- VERNADSKY, V. I. 1986. **Biosphere**. New York. Synergetic Press. 82p.
- VIEIRA, I. C. G. 1996. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia**. Stirling. University of Stirling. 210 p. (Tese de doutoramento).
- VIEIRA, L. S. 1975. **Manual de Ciência do Solo**. São Paulo. Agronomica Ceres. 233 p.
- VIEIRA, L.S. & VIEIRA, M.N.F. 1983. **Manual de morfologia e classificação de solos**. São Paulo. Agronômica Ceres. 450 p.
- VINOGRADOV, A.P. 1964. Provinces Biogéochimiques et leur rôle dans l'évolutions organique. **International Monograph Earth Science**. 15: 317-337.
- VITOUSEK, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **The American Naturalist** 119(4): 553-572.
- VITOUSEK, P.M. 1984. Littefall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology** 65(1): 285-298.
- VITOUSEK, P. M. 2003. Stoichiometry and Flexibility in the Hawaiian Model System. In: Melillo, J.M. Field, C. B. & Moldan, B. **Interactions of the major Biogeochemical Cycles**. Washington. Island Press. p. 117-133.
- VITOUSEK, P. M. & HOOPER, D. U. 1994. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: Schulze, E. D. and Mooney, H. A. **Biodiversity and Ecosystem Function**. Berlin. Springer-Verlag. p. 3-14.
- VITOUSEK, P.M. & REINERS, W.A. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. **BioScience** 25: 376-381.
- VITOUSEK, P.M. & SANFORD Jr, R.L. 1986. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst** 17: 137-167.
- VOGT, K.A.; GRIER, C.C.; Vogt, D. J. 1983. Organic matter and nutrient dynamics in forest floors in young and mature *Abies amabilis* stands in western Washington. **Ecol. Monogr.** 53: 139-157.
- VOGT, K.A.; GRIER, C. C.; Vogt, D. J. 1986. Production, turnover, and nutrient dynamics of above-and belowground detritus in world forests. **Adv. Ecol. Res.** 15: 303-377.
- WALKER, J.L.; SHERMAN, G.D.; KATSURA, T. 1969. The iron and titanium minerals in the titaniferous ferruginous Latosols of Hawaii. **Pac. Sci.** 23: 291-304.
- WARING, R.H. & RUNNING, S.W. 1998. **Forest ecosystems: analysis at multiple scales**. San Diego. Academic Press. 566 p.
- WARING, R.H. & SCHLESINGER, W.H. 1985. **Forest Ecosystems: concepts and management**. San Diego. Academic Press. 455 p.
- WARRICK, A. W.; MYERS, D.E.; NIELSEN, D.R. 1986. **Geostatistical methods applied to soil science**. In: Madison, American Society of Agronomy (ASA) & Soil Science Society of America (SSSA).

WHITTING, L.D.; ALLARDICE, W.R. 1986. X-Ray Diffraction Techniques. In: Klute, A. **Methods of Soil Analysis**. Madison, Soil Science Society of America. p. 331-362.

ZAR, J. H. 1984. **Biostatistical Analysis**. ~~New Jersey: Prentice-Hall,~~ 530 p.