



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

ASPECTOS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES EM FUNÇÃO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO, EM UMA MATA DE GALERIA NO DISTRITO FEDERAL

LUCILIA M. PARRON

Tese apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Linha de Pesquisa: Biogeoquímica, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia, sob a orientação da Professora Dra. Mercedes M. C. Bustamante

Brasília-DF, fevereiro de 2004

AGRADECIMENTOS

À Prof. Dra. Mercedes Bustamante, pela orientação e apoio, e por me apresentar ao estudo da Biogeoquímica,

ÀS INSTITUIÇÕES:

Universidade de Brasília (UnB)
Embrapa Cerrados
Reserva Ecológica do IBGE (RECOR-IBGE)
Centro de Energia Nuclear (Cena –USP)
Projeto LBA (Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia)

ÀS PESSOAS:

César Prado (UPIS)
Dr. Daniel Markewitz (University of Georgia, USA)
Dr. Júlio Resende (Ministério da Ciência e Tecnologia)
Prof. Dr. Plínio Camargo (Cena - USP)
Prof. Dr. Manoel Cláudio da Silva Júnior (Depto. de E. Florestal - UnB)
Prof. Dr. Geraldo Boaventura (Depto. de Geoquímica - UnB)
Prof. Dr. Lúcio Vivaldi (Depto. de Estatística -UnB)
Diacis de Alvarenga (RECOR-IBGE)
Hanry Coelho (IBAMA)
Joice Ferreira (PPG Ecologia - UnB)
Joana Bresolin (PPG Ecologia -UnB)
Dra. Ieda Mendes (Embrapa Cerrados)
Dra. Adriana Reatto (Embrapa Cerrados)
Dr. Éder Martins (Embrapa Cerrados)
Dr. José Felipe Ribeiro (Embrapa Cerrados)
Gabriela Nardotto (Cena -USP)
Chaile Cherne (Embrapa - Cerrados)

À MINHA FAMÍLIA, pelo apoio, carinho e paciência ...

... e a muitas outras pessoas que me ajudaram de alguma forma, na elaboração deste trabalho.

ÍNDICE

	página
Agradecimentos	i
Índice	ii
Lista de Tabelas	v
Lista de Figuras	viii
Resumo	xv
Abstract	xvii

Introdução Geral: **RELAÇÃO ENTRE ASPECTOS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES E GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO PITOCO (DF)**

1.INTRODUÇÃO	2
1.1. A ciclagem de nutrientes	2
1.2. As Matas de Galeria	4
1.3. Os solos das Matas de Galeria	5
1.4. A influência do gradiente topográfico	7
2.HIPÓTESES	8
3.OBJETIVOS GERAIS	10
4.MATERIAL E MÉTODOS	12
4.1.Área de Estudo	12
5.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	18

Capítulo 1. **FLUXOS E DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES EM SOLUÇÕES E NO SOLO: EFEITO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA**

1.INTRODUÇÃO	23
2.MATERIAL E MÉTODOS	26
2.1. Disponibilidade de nutrientes no solo	26
2.2.Disponibilidade de nutrientes em soluções	27
2.3.Análise estatística	32
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33

3.1. Disponibilidade de nutrientes no solo	33
3.2. Concentração de nutrientes na deposição atmosférica	37
3.3. Concentração de nutrientes na lixiviação de dossel	42
3.4. Concentração de nutrientes na lixiviação da serapilheira	49
3.5. Concentração de nutrientes na solução do solo	56
3.6. Concentração de nutrientes na água do córrego	56
3.7. Balanço iônico	65
3.8. Fluxos de nutrientes entre componentes do sistema	68
3.9. Fluxos de nutrientes nas comunidades vegetais	68
3.9.1. Na deposição atmosférica	68
3.9.2. No lixiviado de dossel	71
3.9.3. No lixiviado da serapilheira	72
4. CONCLUSÕES	82
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83

Capítulo 2. PRODUÇÃO, COMPOSIÇÃO QUÍMICA, DECOMPOSIÇÃO E DISPONIBILIZAÇÃO DE NUTRIENTES DA SERAPILHEIRA E RETRANSLOCAÇÃO INTERNA DE NUTRIENTES EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

1. INTRODUÇÃO	86
2. MATERIAL E MÉTODOS	89
2.1. Produção e composição química da serapilheira	89
2.2. Análises químicas das amostras de biomassa vegetal	90
2.3. Decomposição e disponibilização de nutrientes da serapilheira	91
2.4. Retranslocação interna de nutrientes	92
2.5. Análise estatística	93
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	94
3.1. Produção de serapilheira	94
3.2. Composição química da serapilheira	97
3.3. Decomposição e disponibilização de nutrientes da serapilheira	104
3.4. Retranslocação interna de nutrientes	111

4. CONCLUSÕES	117
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	118

Capítulo 3. DINÂMICA DA MINERALIZAÇÃO LÍQUIDA DE N E BIOMASSA MICROBIANA DE SOLOS EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

1.INTRODUÇÃO	123
2.MATERIAL E MÉTODOS	127
2.1.Dinâmica da mineralização líquida de N.....	127
2.2.Carbono da biomassa microbiana no solo	129
2.3.Análise estatística	130
3.RESULTADOS E DISCUSSÃO	131
3.1. Dinâmica da mineralização líquida de N	131
3.2. Carbono da biomassa microbiana no solo	140
4. CONCLUSÕES	143
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	144

Capítulo 4. COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS E PLANTAS: EFEITO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

1.INTRODUÇÃO	149
2.MATERIAL E MÉTODOS	151
2.1.Determinação da composição isotópica de carbono e nitrogênio	151
2.2.Análise estatística	152
3.RESULTADOS E DISCUSSÃO	153
3.1.Composição isotópica do carbono	153
3.2.Composição isotópica do nitrogênio	157
4. CONCLUSÕES	166
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	167

Capítulo 5. SÍNTESE	169
APÊNDICE 1	181

LISTA DE TABELAS

	página
INTRODUÇÃO GERAL	
Tabela 1. Propriedades químicas do solo (profundidade 0-10 cm) nas comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (Silva Júnior, 1995)	14
CAPÍTULO 1	
Tabela 2. Datas de coleta de amostras de deposição atmosférica, lixiviado de dossel, lixiviado de serapilheira e solução do solo. Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a maio de 2002)	28
Tabela 3. Coletas de precipitação: ano de coleta, número de amostras por coletor, e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	31
Tabela 4. Coletas de lixiviado de dossel nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca: ano de coleta, número de amostras por coletor, e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).....	31
Tabela 5. Coletas de lixiviado de serapilheira nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca: ano de coleta, número de amostras por coletor, e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	31
Tabela 6. Coletas de solução do solo na comunidade vegetal úmida e água do córrego: ano de coleta, número de amostras por coletor, e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a maio de 2002)	32
Tabela 7. Caracterização química de solos das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Profundidades entre 0 e 100 cm. Amostras coletadas em maio de 2001.....	34
Tabela 7. Estoques dos principais elementos químicos nos solos (em kg ha ⁻¹) das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Profundidades entre 0 e 100 cm. DA= densidade aparente do solo. Amostras coletadas em maio de 2001	35
Tabela 9. Caracterização física do solo das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Profundidades entre 0 e 100 cm. Amostras coletadas em maio de 2001	36

- Tabela 10. Concentração média de nutrientes, por coletor, em amostras de **deposição atmosférica**. Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). As médias estão ponderadas pelo volume coletado, s = desvio padrão 41
- Tabela 11. Concentração média anual de nutrientes, por coletor, em amostras de **lixiviação de dossel** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). As médias estão ponderadas pelo volume coletado, s = desvio padrão.....48
- Tabela 12. Concentração média de nutrientes, por coletor, em amostras de **lixiviação de serapilheira** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). As médias estão ponderadas pelo volume coletado, s = desvio padrão... 55
- Tabela 13. Concentração média de nutrientes em amostras de **solução do solo** na comunidade úmida (lisímetro a 50 cm de profundidade) e **água do córrego**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002) 61
- Tabela 14. Soma de cátions e ânions (em $\mu\text{g L}^{-1}$) na deposição atmosférica, lixiviado de dossel, lixiviado de serapilheira, solução do solo e água do córrego. Comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S) da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002). C = Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$), C*c = Concentração * carga ($\mu\text{g L}^{-1}$) 67
- Tabela 15. Fluxos de nutrientes, por coletor, em amostras de **deposição atmosférica**. Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). s = desvio padrão 74
- Tabela 16. Fluxos de nutrientes, por coletor, em amostras de **lixiviação de dossel** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). s = desvio padrão75
- Tabela 17. Fluxos de nutrientes, por coletor, em amostras de **lixiviação de serapilheira** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). s = desvio padrão 76
- Tabela 18. Contribuição líquida do **lixiviado de dossel** (DS) em relação à deposição atmosférica (DA), e do **lixiviado de serapilheira** (SR) em relação ao lixiviado de dossel, nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002) 77

Tabela 19. Fluxos de nutrientes para os principais nutrientes, nos componentes do sistema: deposição atmosférica, lixiviação de dossel, lixiviação da serapilheira ¹ , serapilheira ² e solo ³ (profundidade entre 0-5 cm e 0-100 cm)	81
--	----

CAPÍTULO 2

Tabela 20. Espécies lenhosas utilizadas para determinação da taxa de retranslocação de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE	93
---	----

Tabela 21. Produção anual (agosto de 2001 a julho de 2002) de serapilheira (foliar, miscelânea e total), estoque de serapilheira sobre o solo e tempo de residência média (1/K) nas comunidades úmida, intermediária e seca (os números entre parênteses indicam o erro padrão). Valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)	96
--	----

Tabela 22. Concentração anual de nutrientes na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Valores em g do nutriente por kg da serapilheira, desvio padrão entre parênteses (agosto de 2001 a julho de 2002). Valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)	97
---	----

Tabela 23. Estimativa do estoque anual de nutrientes na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Valores em quilogramas do nutriente por hectare, desvio padrão entre parênteses (agosto de 2001 a julho de 2002). Valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)	101
---	-----

Tabela 24. Estimativa da eficiência do uso de nutrientes (NUE) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca e Cerrado Típico. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE	104
---	-----

Tabela 25. Modelo de exponencial negativa para a decomposição da serapilheira das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. O valor 'k' é a constante de decomposição e $t_{50\%}$ é o tempo de decomposição de 50% do peso inicial da serapilheira (março de 2001 a março de 2002)	106
---	-----

Tabela 26. Concentração de nutrientes em espécies lenhosas da comunidade úmida, intermediária, seca e comum às três comunidades. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3)	113
--	-----

CAPÍTULO 3

Tabela 27. Caracterização química e física dos solos (camada entre 0 e 5cm) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 139

CAPÍTULO 4

Tabela 28. Espécies arbóreas utilizadas para determinação da composição isotópica de carbono e nitrogênio. Mata de galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 152

LISTA DE FIGURAS

página

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Ciclagem de nutrientes em uma floresta tropical (de acordo com Schlesinger (1997) 3

Figura 2. Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), mostrando o local onde foi instalado o experimento (▲), na Mata de Galeria do Córrego Pitoco 13

Figura 3. Dados pluviométricos (mm) da Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002) 15

Figura 4. Esquema indicando a divisão da Mata de galeria do Córrego Pitoco em três comunidades 16

Figura 5. Esquema de demarcação dos transectos e da disposição das bandejas, sacolas de decomposição, garrafas de coleta de soluções e pontos de coleta de solo para determinação da mineralização de nitrogênio e carbono da biomassa microbiana. Comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 17

CAPÍTULO 1

Figura 6. Esquema da instalação dos coletores de solução na Mata de galeria do Córrego Pitoco. (1) Coletor de chuva, (2) coletor de lixiviado de dossel, (3) coletor de lixiviado de serapilheira, (4) lisímetro de sucção a 50 cm de profundidade 29

Figura 7. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de deposição atmosférica. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002) 38

Figura 8. Variação temporal das concentrações de nas amostras de deposição atmosférica. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002) 39

Figura 9. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de deposição atmosférica. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	40
Figura 10. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de dossel. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	44
Figura 11. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de dossel. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	45
Figura 12. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de dossel. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	46
Figura 13. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de dossel. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	47
Figura 14. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de serapilheira. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	51
Figura 15. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de serapilheira. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	52
Figura 16. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de serapilheira. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	53
Figura 17. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de lixiviação de serapilheira. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	54
Figura 18. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de solução do solo (50 cm profundidade) e água do córrego. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	58
Figura 19. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de solução do solo (50 cm profundidade) e água do córrego. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	59
Figura 20. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de solução do solo (50 cm profundidade) e água do córrego. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002)	60

Figura 21. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de solução do solo (50 cm profundidade) e água do córrego. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002) 61

Figura 22. Concentração de nitrogênio em suas diferentes formas (N_{total} , NH_4^+ , NO_3^- , $N_{orgânico}$), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS), lixiviação da serapilheira (SR), solução do solo (LS) e córrego (CR). As concentrações nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão 62

Figura 23. Concentração de nutrientes ($C_{orgânico}$, P_{total} , Na^+ e SO_4^{2-}), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS), lixiviação da serapilheira (SR), solução do solo (LS) e córrego (CR). As concentrações nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão 63

Figura 24. Concentração de nutrientes (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^-) nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS), lixiviação da serapilheira (SR), solução do solo (LS) e córrego (CR). As concentrações nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão64

Figura 25. Fluxos de nitrogênio em suas diferentes formas (N_{total} , NH_4^+ , NO_3^- , $N_{orgânico}$), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS) e lixiviação da serapilheira (SR). Os fluxos nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão 78

Figura 26. Fluxos de nutrientes ($C_{orgânico}$, P_{total} , Na^+ e SO_4^{2-}), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS) e lixiviação da serapilheira (SR). Os fluxos nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão..... 79

Figura 27. Fluxos de nutrientes (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^-) nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS) e lixiviação da serapilheira (SR). Os fluxos nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão..... 80

CAPÍTULO 2

- Figura 28. Biomassa quinzenal da serapilheira (foliar, da miscelânea e total) nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002). (n=20, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 95
- Figura 29. Concentração mensal de nutrientes (N, P e K) (em g kg⁻¹) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (março de 2001 a julho de 2002) 99
- Figura 30. Concentração mensal de nutrientes (Ca, Mg e S) (em g kg⁻¹) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (março de 2001 a julho de 2002) 100
- Figura 31. Estoque mensal de nutrientes (N, P e K) (em kg ha⁻¹) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002) 102
- Figura 32. Estoque mensal de nutrientes (C, Mg e S) (em kg ha⁻¹) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002) 103
- Figura 33. Teor gravimétrico de água no solo (%) entre 0-5 cm de profundidade, nas comunidades vegetais da área de estudo e precipitação mensal (mm) (março de 2001 a março de 2002) 104
- Figura 34. Perda percentual de peso seco durante a decomposição da serapilheira, em função do tempo de permanência no campo, nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% 105
- Figura 35. Relação C/N em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas das comunidades úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 107
- Figura 36. Concentração de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) ao longo do tempo no experimento de decomposição. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% (n=5) 109
- Figura 37. Estimativas das perdas percentuais em massa dos nutrientes da decomposição, considerando a média da concentração e a média de perda de peso seco. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002) 110

Figura 38. Taxa de retranslocação de nutrientes (N e P) de espécies lenhosas nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (n=3) 114

Figura 39. Taxa de retranslocação de nutrientes (K e Ca) de espécies lenhosas nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (n=3) 115

Figura 40. Taxa de retranslocação de nutrientes (Mg e S) de espécies lenhosas nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (n=3) 116

CAPÍTULO 3

Figura 41. Modelo conceitual do ciclo do nitrogênio no solo (Schlesinger, 1997).... 124

Figura 42. Esquema do método de clorofórmio fumigação e incubação (CFI), de determinação do carbono da biomassa microbiana (de acordo com Jenkinson & Powlson, 1976) 129

Figura 43. Teor gravimétrico de água no solo (n=3) entre 0-5 cm de profundidade, nas amostras de solo T0 e T1, coletadas nas comunidades úmida (A), intermediária (B) e seca (C) e precipitação mensal (mm) registrada na Estação Climatológica da Reserva Ecológica do IBGE (15° 56' 41 "S 47° 53' 7" W) (março de 2001 a julho de 2002) 133

Figura 44. pH do solo em água, KCl e CaCl₂, (0-5 cm de profundidade). Solos das comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Amostragem na estação úmida (fevereiro de 2002) e estação seca (julho de 2002). (n=3, as barras indicam os desvios-padrão) 134

Figura 45. Concentrações médias de nitrogênio inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻), em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). (n=10, as barras indicam os desvios-padrão) 135

Figura 46. Nitrificação líquida (N-NO₃⁻) em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). (n=10, as barras indicam os desvios-padrão) 136

Figura 47. Mineralização líquida de nitrogênio (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻), em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). Letras diferentes mostram diferenças significativas entre meses de coleta (teste de Tukey, p<0,05, n=10, as barras indicam os desvios-padrão) 137

Figura 48. Carbono da biomassa microbiana dos solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). (n=3, as barras indicam os desvios-padrão) 140

CAPÍTULO 4

Figura 49. Carbono (%) e composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em função da profundidade dos solos das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 154

Figura 50. Carbono (%) e composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas das comunidades úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 158

Figura 51. Nitrogênio (%) e composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em função da profundidade dos solos das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 160

Figura 52. Nitrogênio (%) e composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas das comunidades úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 161

Figura 53. Razão C/N em função da profundidade dos solos (cm) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 162

Figura 54. Razão C/N em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas da comunidade úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%) 163

Figura 55. Composição isotópica de nitrogênio (‰) e nitrogênio total (%) em folhas de quinze espécies arbóreas de Mata de Galeria no Distrito Federal 164

CAPÍTULO 5

Figura 56. Esquema da ciclagem de **carbono** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 174

Figura 57. Esquema da ciclagem de **nitrogênio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 175

Figura 58. Esquema da ciclagem de **fósforo** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 176

Figura 59. Esquema da ciclagem de **potássio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 177

Figura 60. Esquema da ciclagem de **cálcio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 178

Figura 61. Esquema da ciclagem de **magnésio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 179

Figura 62. Esquema da ciclagem de **enxofre** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE 180

RESUMO

A compreensão dos processos de ciclagem biogeoquímica nas Matas de Galeria pode ter implicações importantes na orientação de práticas de manejo e de políticas de conservação desses ecossistemas. Em função do gradiente de umidade na topografia do terreno e de diferenças entre estações seca e chuvosa, o presente trabalho teve como objetivos, estabelecer relações entre umidade e ciclagem de nutrientes, quantificar os estoques e caracterizar os fluxos de nutrientes em diversos compartimentos e propor modelos de funcionamento do ecossistema Mata de Galeria. O experimento foi estabelecido numa área de 100 x 100 m da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF (15°56'41''S e 47°56'07''W). Como delineamento experimental foram estabelecidas três linhas de amostragem, paralelas ao córrego, distantes 45 m entre si, denominadas, respectivamente, comunidades úmida (na margem do córrego), intermediária e seca (adjacente a uma área de Cerrado Típico). A disponibilidade de nutrientes ($C_{\text{orgânico}}$, N_{total} , $N_{\text{orgânico}}$, NH_4^+ , NO_3^- , P_{total} , $P_{\text{orgânico}}$, PO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Na^+ e Cl^-) foi determinada na deposição atmosférica, em três estágios, a saber, antes de atingir o dossel da vegetação, após atravessar o dossel, após atravessar a camada de serapilheira, e também, a composição química da solução do solo a 50 cm e da água do Córrego Pitoco. A média dos fluxos de NO_3^- , $C_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- no lixiviado de dossel foi superior ao da deposição atmosférica, indicando que esses nutrientes são lixiviados no dossel e acrescentados à solução proveniente da deposição atmosférica. Ao contrário, os fluxos de N_{total} , NH_4^+ , $N_{\text{orgânico}}$, P_{total} , Na^+ e SO_4^{2-} apresentaram média no lixiviado de dossel inferior ao da deposição atmosférica, indicando que esses nutrientes quando presentes na deposição atmosférica são retidos pelo dossel da floresta. A deposição atmosférica desses elementos contribui substancialmente para a quantidade total desses nutrientes no lixiviado de dossel e parece ser relevante para o ecossistema Mata de Galeria. Os fluxos de $C_{\text{orgânico}}$, N_{total} , NO_3^- , NH_4^+ , $N_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- apresentaram média no lixiviado da serapilheira superior ao do lixiviado de dossel, indicando que esses nutrientes são lixiviados na serapilheira. Ao contrário, P_{total} , SO_4^{2-} e Na^+ apresentam redução ao passar pela serapilheira, indicando que esses nutrientes quando provenientes do lixiviado de dossel são retidos na serapilheira. Os valores dos fluxos de nutrientes no lixiviado de dossel e de serapilheira apresentaram-se na ordem: $C_{\text{orgânico}} > K^+ > Ca^{2+} > Cl^- > Mg^{2+} \geq N_{\text{total}} > SO_4^{2-} > Na^+ > P_{\text{total}}$. No lixiviado de dossel os fluxos de $C_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- nas comunidades apresenta-se na ordem: comunidade seca > comunidade intermediária > comunidade úmida. No lixiviado de serapilheira os fluxos de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} também se apresentam na ordem: comunidade seca > comunidade intermediária > comunidade úmida e os fluxos de $C_{\text{orgânico}}$ e N_{total} apresentam-se na ordem: comunidade úmida > comunidade intermediária > comunidade seca. A coleta de serapilheira resultou no cálculo de produção anual, a determinação da composição química (N, P, K, Ca, Mg e S) da serapilheira, a estimativa da decomposição da serapilheira e o cálculo de retranslocação desses nutrientes em folhas de espécies lenhosas. Na comunidade úmida, onde a umidade do solo é maior, a produção anual de

serapilheira é menor e a taxa de decomposição é maior que na comunidade seca. Em função da maior taxa de decomposição da serapilheira o estoque da serapilheira sobre o solo e o tempo de residência da serapilheira no solo também são menores; e a despeito da maior umidade do solo há maior retranslocação de N e S e maior eficiência do uso de K, Ca, Mg e S pelas plantas. Em contraste, onde há uma restrição hídrica na estação seca a concentração de Ca, Mg e K nas folhas e na serapilheira é maior, ocorre imobilização de N e S durante a decomposição da serapilheira e é maior a eficiência do uso de N e P pelas plantas. O gradiente de umidade que ocorre em consequência do gradiente topográfico também influenciou a atividade biológica do solo, representada pela determinação mensal das taxas de mineralização e nitrificação de N e concentração de C da biomassa microbiana em solos. Estes parâmetros foram diretamente relacionados às variações de umidade do solo, isto é, são maiores na comunidade úmida. Os valores de composição isotópica de C ($\delta^{13}\text{C}$) maiores nos solos na comunidade seca em relação à comunidade úmida pode estar relacionada ao aporte de matéria orgânica com valores mais altos de $\delta^{13}\text{C}$. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ maiores nas folhas verdes de espécies da comunidade seca em relação à espécies da comunidade úmida parecem estar associados à redução na disponibilidade de água no solo. Espécies lenhosas da comunidade úmida apresentaram valores maiores de composição isotópica de N ($\delta^{15}\text{N}$) e de concentração de N em relação às espécies da comunidade seca, indicando que onde os solos possuem maior concentração de N, as folhas das plantas são mais enriquecidas em ^{15}N . Ao contrário, onde o N é menos disponível no solo e nas plantas, aumenta a importância de outros mecanismos de obtenção e conservação de N.

ABSTRACT

The understanding of biogeochemical processes is important for the definition of management practices and conservation policies of Gallery Forests. Considering the moisture variation along the topographical gradient and the differences between dry and rainy seasons, the present work had as objectives: to establish relationships between levels of seasonal moisture and cycling of nutrients, to quantify the stocks and to characterize the fluxes of nutrients in several compartments of the system and to propose functioning models for the Gallery Forest ecosystems. The experiment was established in a plot of 100 x 100 m in the Gallery Forest of the Córrego Pitoco, in the Reserva Ecológica do IBGE, DF (15°56'41"S and 47°56'07' W). As experimental design, three sampling lines were established parallel to the stream, 45 m distant to each other. The lines were denominated wet community (near the stream), intermediate community and dry community (adjacent to a typical Cerrado area). The activities were distributed in 4 studies: 1. Availability of nutrients in solutions - determination of the chemical composition of the water (C_{organic} , N_{total} , N_{organic} , NH_4^+ , NO_3^- , P_{total} , PO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Na^+ and Cl^-) of rainfall, in three stages, before reaching the canopy (atmospheric deposition), after crossing the canopy (throughfall), after crossing the litter layer (litter leachate), and also, the chemical composition of the soil solution at 50 cm and of the stream water, 2. Production, chemical composition and decomposition of the litterfall and nutrient resorption - litterfall collection, that resulted in the calculation of annual production, the determination of the chemical composition (N, P, K, Ca, Mg and S) of the litter, the estimate of the litter decomposition rate and the calculation of resorption rate and nutrient use efficiency 3. Mineralization of nitrogen and carbon of the microbial biomass of soils - monthly determination of soil nitrification and mineralization rates and carbon concentration associated with soil microorganisms, 4. Isotopic composition of soils and plants - determination of the isotopic composition of carbon and nitrogen in soils and leaves of 15 woody species. The mean fluxes of NO_3^- , DOC, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} and Cl^- - in throughfall were greater than in the atmospheric deposition, indicating that these elements are being leached from the canopy. On the other hand, the fluxes of N_{total} , NH_4^+ , N_{organic} , P_{total} , Na^+ and SO_4^{2-} were lower in throughfall than in the atmospheric deposition, indicating that these elements are being retained in the canopy. The atmospheric deposition contributes substantially to the total amount of those elements in throughfall and it seems to be important for the ecosystem Gallery Forest. The C_{organic} , N_{total} , NO_3^- , NH_4^+ , N_{organic} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} and Cl^- fluxes in litter leachate were greater than in throughfall while P_{total} , SO_4^{2-} and Na^+ fluxes were lower. The fluxes in throughfall and litter leachate were in the order: $C_{\text{organic}} > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} \geq N_{\text{total}} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > P_{\text{total}}$. In throughfall the C_{organic} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} and Cl^- fluxes in the communities were in the order: dry community > intermediate community > wet community. In litter leachate the K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} fluxes also were in the order: dry community > intermediate community > wet community and the C_{organic} and N_{total} fluxes were in the order: wet community > intermediate community > dry community. In the wet community, where soil

moisture is higher, the annual production of litter was smaller and the decomposition was faster than in the dry community. The woody species of the wet community presented higher resorption rates for N and S and higher nutrient use for K, Ca, Mg and S. In contrast, in the dry community the concentrations of Ca, Mg and K in leaves and litter were higher as well as the efficiency of the use for N and P. Immobilization of N and S was measured during the decomposition of the litter. The moisture gradient along the topographical gradient also influenced the biological activity of the soil, as represented by the determination of mineralization of N and C of the microbial biomass. These parameters were directly related to the variations of soil moisture being higher in the wet community. The greater values of $\delta^{13}\text{C}$ in the soils of the dry community in comparison to the wet community can be related to the contribution of organic matter with higher values of $\delta^{13}\text{C}$. Differences in $\delta^{13}\text{C}$ in leaves of the dry community species in relation to the wet community species may be a consequence of water stress. The woody species of the wet community presented larger values of $\delta^{15}\text{N}$ and of N in comparison to the dry community species, indicating differences in N cycling.

INTRODUÇÃO GERAL

RELAÇÃO ENTRE ASPECTOS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES E GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO PITOCO (DF)

RELAÇÃO ENTRE ASPECTOS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES E GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO PITOCO (DF)

1. INTRODUÇÃO

1.1. A ciclagem de nutrientes

O funcionamento dos ecossistemas está relacionado à produtividade e à ciclagem de nutrientes (Attiwill & Adams, 1993). Os fatores que levam a variações na ciclagem de nutrientes em ecossistemas naturais são o clima, a composição e o estágio sucessional das comunidades e a fertilidade do solo (Vitousek & Sanford, 1986).

Os estudos da ciclagem de nutrientes e dos processos biogeoquímicos são de grande relevância para a compreensão do funcionamento de ecossistemas (Schlesinger, 1997). Indicam o seu grau de fragilidade, e são necessários para suporte das estimativas de como os ecossistemas são susceptíveis à degradação causada pela expansão da atividade humana. Esses estudos envolvem a caracterização dos diferentes compartimentos e os fluxos de nutrientes entre eles, bem como a detecção de variações sazonais. Uma abordagem temporal é importante, porque o tempo de estocagem em cada compartimento onde os nutrientes permanecem e as taxas de transferência, variam para cada ecossistema.

No desenvolvimento de estudos de ecossistemas, o ciclo dos elementos assume igual importância ao do fluxo de energia. As quantidades dos elementos e seus movimentos entre componentes podem prover um conveniente índice do fluxo de energia, que é difícil de medir diretamente. O carbono, em particular, é fortemente relacionado ao conteúdo de energia por causa da sua íntima associação com a assimilação da energia da fotossíntese. Além disso, o nível de certos nutrientes regula a produção primária.

Há duas seqüências de vias principais no modelo da floresta tropical úmida. A primeira representa o ciclo da vegetação e a segunda o fluxo através das populações animais. Aproximadamente, 90% do fluxo de nutrientes ocorre através da vegetação e 10% pela cadeia animal. A seqüência mais significativa é entre a saída da serapilheira para detritívoros e para o solo (Golley *et al.*, 1978).

Em ecossistemas tropicais, onde são encontradas grande biodiversidade e biomassa aérea, ocorrendo em solos com baixa fertilidade, estudos de fluxos de nutrientes nos diversos compartimentos, como solos, serapilheira e raízes, são importantes para o entendimento da dinâmica de mineralização de nutrientes, visando melhor compreensão das relações das comunidades com o ambiente (Figura 1).

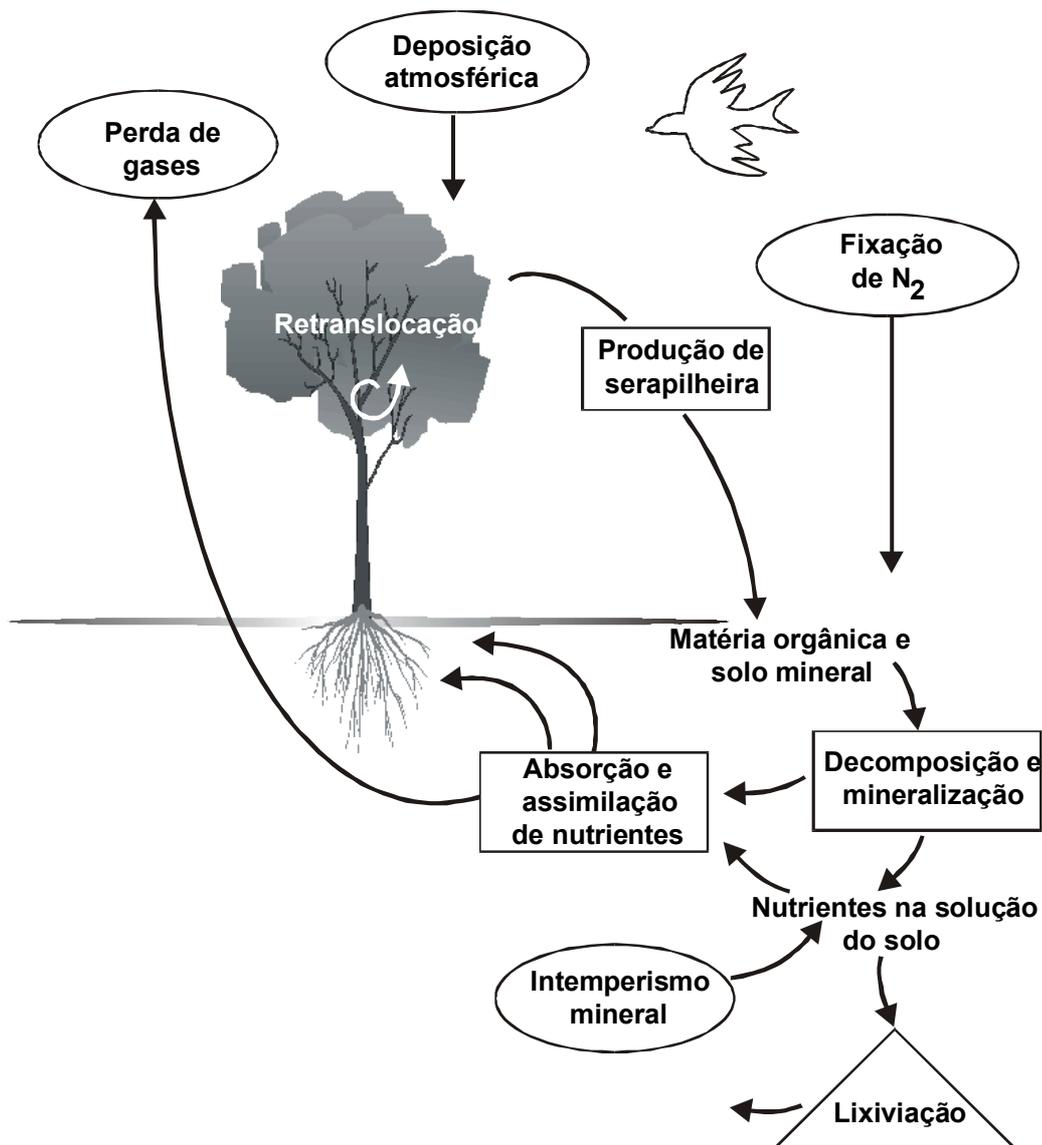


Figura 1. Ciclagem de nutrientes em uma floresta tropical (de acordo com Schlesinger (1997)).

1.2. As Matas de Galeria

No bioma Cerrado, as formações florestais que acompanham o curso de pequenos rios e córregos, formando corredores fechados (galerias) sobre o curso d'água, são denominadas Matas de Galeria. As Matas de Galeria são quase sempre circundadas, em ambas as margens, por outras fitofisionomias não florestais como Campo Limpo, Cerrado Típico, ou raro por Cerradões e Matas Secas (Ribeiro & Walter, 1998). As espécies são perenifólias (não apresentando caducifolia na estação seca) e a altura média das árvores varia entre 20 a 30 m, com sobreposição das copas, oferecendo cobertura de 70 a 95%. Mesmo na época mais seca do ano apresenta alto teor de umidade em seu interior (Schiavini, 1997).

As Matas de Galeria apesar de representarem pequena porção do Cerrado (aproximadamente 5%), destacam-se pela riqueza de espécies, diversidade genética (Rezende, 1998) e são especialmente importantes devido às funções ecológicas que desempenham, como a de reserva de biodiversidade, estabilização de margens de cursos d'água, proteção de nascentes, controle de erosão do solo, proteção da fauna nativa, funcionando como zonas tampão e filtro de sedimentos, substâncias químicas e nutrientes (Lowrance *et al.*, 1984; Barling & Moore, 1994). Elas exercem influência sobre ecossistemas aquáticos, o que lhes confere um papel destacado na estruturação das paisagens.

As Matas de Galeria são caracterizadas pela grande heterogeneidade ambiental, gerada por fatores físicos e bióticos. Como fatores físicos podem-se citar as variações topográficas e edáficas (Oliveira Filho *et al.*, 1997; Haridasan, 1998). Os fatores bióticos seriam a influência das áreas vegetadas adjacentes e a função de corredor de vegetação destas áreas, o que leva a um trânsito maior de polinizadores e dispersores, além de maior possibilidade de trocas gênicas com áreas mais remotas.

Apesar de serem consideradas áreas de preservação permanente, nos últimos anos, esses ecossistemas vêm desaparecendo rapidamente, devido, principalmente, a atividades humanas como agricultura, pastoreio ou retirada de madeira (Santos *et al.*, 2001). O rápido e desordenado processo de ocupação humana, promoveram grande desmatamento dessas áreas, acelerando a erosão, a lixiviação e a perda de nutrientes, comprometendo a vazão das águas dos rios e conseqüentemente o sistema de abastecimento de água (Ribeiro & Schiavini, 1998;

Sales, 2002). Impactos ambientais mais comuns que implicam em alterações nas Matas de Galeria são fertilização do solo por longos períodos, aplicação sistemática de herbicidas e pesticidas, manejo de resíduos orgânicos, práticas de manejo e projetos de desenvolvimento com água (Resck & Silva, 1998). Estes impactos são relevantes porque estão ligados à destruição de nascentes e redução da cobertura vegetal que funciona como regulação de fluxos dos cursos d'água. Altas quantidades de nutrientes são exportadas com a remoção da biomassa vegetal (Fonseca *et al.*, 2001). Mesmo em situações em que faixas de Matas de Galeria são mantidas, conforme exigência do Código Florestal, a largura mínima exigida é considerada insuficiente para impedir os problemas relacionados com a qualidade e quantidade de água e, geralmente, não garante a preservação da biodiversidade do ecossistema (Silva Júnior, 2001).

1.3. Os solos das Matas de Galeria

Surpreendentemente, pouca informação sobre a ciclagem de nutrientes e processos biogeoquímicos está disponível para sistemas de Matas de Galeria do Cerrado. Elas estão associadas a uma grande variedade de solos, desde os distróficos do tipo Latossolos, Cambissolos e Areia Quartzosa, até solos mesotróficos (Silva Júnior & Felfili, 1998; Resck & Silva, 1998). Ocorrem também em solos Hidromórficos estacionalmente inundáveis (Gleis) com vários níveis de matéria orgânica (Reatto *et al.*, 1998). Em geral, os solos são similares aos das formações vizinhas, porém apresentam condições mais favoráveis ao desenvolvimento de floresta devido à umidade e ao elevado teor de matéria orgânica proveniente da própria mata. Os solos sob Matas de Galeria, em geral, são descritos como ácidos, com alta saturação de alumínio (Felfili, 1994), e com teores de nutrientes essenciais, como P, maiores que os solos sob Cerrados e Cerradões adjacentes (Haridasan & Araújo, 1988).

As grandes diferenças nas características químicas e, principalmente, físicas dos solos das Matas Ciliares são determinadas pelo regime hídrico do solo, declividade e situação topográfica do terreno (Silva Júnior *et al.*, 1996; Haridasan, 1998), e também pelas condições microclimáticas, devido ao sombreamento total da superfície do solo (Durigan, 1994). A diversidade florística e fitossociológica das Matas de Galeria também é muito grande e apresenta características

diretamente relacionadas às condições edafo-climáticas e às formações vegetais existentes nas regiões de sua ocorrência (Barbosa *et al.*, 1989).

Walter & Ribeiro (1997) propõem distinção entre Matas de Galeria inundável e não-inundável. Na primeira, o lençol freático está próximo ou sobre a superfície na maior parte dos trechos o ano todo, mesmo na estação seca. Possui drenagem deficiente e apresenta trechos longos com a topografia do terreno bastante plana, raramente ocorrendo em lugares acidentados. Na Mata de Galeria não-inundável, o lençol freático não está próximo ou sobre a superfície na maior parte dos trechos o ano todo, mesmo na estação chuvosa. Possui boa drenagem apresenta trechos longos com a topografia acidentada, raramente ocorrendo em lugares planos.

Nogueira & Haridasan (1997) investigaram o estado nutricional de comunidades arbóreas em quatro Matas de Galeria no Distrito Federal e analisaram a fitossociologia de trechos de matas dos ambientes inundável e não-inundável. De um total de 62 espécies arbóreas registradas nas matas, somente duas das espécies mais importantes (*Protium heptaphyllum* e *Tapirira guianensis*) foram comuns às quatro matas, indicando baixa similaridade florística entre essas comunidades. A drenagem do solo e a concentração de nutrientes nas folhas das espécies de plantas também foram diferentes dentro e entre as comunidades. Em solos de foz de Matas de Galeria, com maior umidade durante todo o ano, Góes Júnior (1996) verificou baixos níveis de nutrientes e menor diversidade florística, do que na cabeceira da mata.

De maneira geral, as principais mudanças químicas nos solos, provocadas pela inundação, incluem decréscimo ou desaparecimento de O_2 , acúmulo de CO_2 , aumento da solubilidade de substâncias minerais, redução de Fe e Mg, decomposição anaeróbica de matéria orgânica, e formação de compostos tóxicos (Kozłowski, 1997).

Em solos inundados, a água desloca o ar dos poros para diferentes profundidades ou para a superfície. A concentração de O_2 permanece alta na superfície do solo que está em contato com a água. O O_2 é reduzido rapidamente pela respiração dos microorganismos do solo e raízes de plantas. Os organismos aeróbicos típicos de solos bem drenados são substituídos por anaeróbios, principalmente bactérias que causam denitrificação e redução de Mn, Fe e S (Kozłowski, 1997).

A inundação geralmente reduz a absorção dos macronutrientes, especialmente N, P e K, por plantas não tolerantes   inundação. O nitrato é rapidamente consumido por denitrificação sob condições de hipoxia do solo. Inibição da assimilação do nitrato também está associada com efeitos de baixa tensão de O₂ sobre o metabolismo de raízes (Kozlowski, 1997). Em solos com alta porcentagem de matéria orgânica e nitrato, a inundação pode induzir acumulação de nitrito na solução do solo (Marschner, 1993).

Independentemente da ocorrência de inundação, ciclos de seca e chuva aceleram a ciclagem de N disponível no solo. Flutuações na umidade do solo, induzem oscilações na população de microorganismos do solo, resultando em pulsos de liberação de nutrientes. Estes ciclos interferem na disponibilidade de nutrientes e umidade no solo podendo aumentar a assimilação de nutrientes limitantes pelas plantas (Orians *et al.*, 1996).

1.4. A influência do gradiente topográfico

A declividade da superfície do solo produz, em conjunto com outros fatores, uma variedade de situações ambientais, tais como: gradientes de umidade no solo entre o topo e a base da vertente; favorecimento do transporte de partículas de solo ao longo do perfil; interferência na organização vertical do dossel, ocasionando variações nos ângulos de penetração e distribuição de luz no interior de florestas; aparente elevação da copa de indivíduos menores e mais jovens de áreas superiores, de modo que alcancem mais rápido o dossel em áreas de declividade acentuada; variação no tempo de incidência de radiação durante o ano (mais nas áreas elevadas que nas inferiores) e aspecto de degraus no estrato arbóreo (Gandolfi, 2000).

Alguns autores constataram que o gradiente florístico relaciona-se em alto grau com condições hídricas e fatores edáficos, associados à declividade e à topografia, em ambientes florestais (Gartlan *et al.*, 1986; Oliveira Filho *et al.*, 1989; 1994; 1998; Van Den Berg & Oliveira Filho, 1999). Benincasa *et al.* (1983) e Basnet (1992) destacaram que a diversidade de microclimas no gradiente topográfico varia conforme o tipo de solo, regimes de umidade, formação geológica e altitude, tendo como conseqüência, variação da área foliar e diferenç a de produção vegetal, em compensação   quantidade de energia incidente. Turner *et al.* (1997), Fisk *et al.* (1998) e Loreti & Oosterheld (1996), por exemplo,

mostraram que os processos de ciclagem de nutrientes estão relacionados com variações espaciais de umidade entre as áreas elevadas, que tendem a ser mais secas, e as partes baixas, onde a umidade tende a ser maior. As variações microtopográficas são responsáveis pela quantidade de matéria orgânica e sementes, gerando microambientes que determinam a intensidade de ocorrência de microorganismos, germinação, estabelecimento e mortalidade de plântulas (Dwyer & Merrian, 1981; Vivian-Smith, 1997; Eldridge *et al.*, 1991).

Em Matas de Galeria, a topografia, que está diretamente relacionada à altura do lençol freático, é o principal fator determinante da estrutura, composição florística, riqueza e densidade desses ecossistemas (Silva Júnior *et al.*, 1996). A topografia é condicionada pela dinâmica do nível do lençol freático, que promove a ocorrência de solos hidromórficos densos e mal aerados. Essa dinâmica determina a ocorrência de espécies em microambientes formados pela saturação de água, e deposita sedimentos aluviais, formando áreas raramente inundáveis com condições distintas das depressões e vertentes próximas, onde outras espécies ocorrem com maior frequência (Schiavini, 1992).

2. HIPÓTESES

Alguns autores (Barbosa *et al.*, 1989; Silva Júnior *et al.*, 1996; Haridasan, 1998) constataram que diferenças nas características químicas e físicas dos solos, estrutura, composição florística, riqueza e densidade das Matas de Galeria são determinadas pelo gradiente de umidade na topografia. Esse gradiente está relacionado à altura do lençol freático e declividade do terreno.

Modificações importantes nas características físicas e químicas do solo e na ciclagem biogeoquímica podem decorrer em função desse gradiente de umidade, o que pode afetar a fertilidade do solo e as interações entre solo, atmosfera e ecossistema aquático. Um melhor entendimento das variações biogeoquímicas em Matas de Galeria é importante para sua conservação e manejo de uma maneira sustentável e para interpretar as consequências dos desmatamentos como um todo.

O presente estudo utilizou como base a descrição realizada por Silva Júnior (1995) para a Mata de Galeria do Córrego do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE (ver material e métodos). Tal área foi escolhida devido ao seu bom estado

de conservação. São levantadas aqui as seguintes hipóteses, procurando relacionar as diferenças químicas do solo e composição florística em função do gradiente de umidade a processos de ciclagem de nutrientes:

1. Na margem do córrego, onde o lençol freático é mais próximo da superfície e há maior porcentagem de matéria orgânica no solo, a atividade da biomassa microbiana, a taxa de decomposição da serapilheira e a taxa de mineralização de nitrogênio durante o ano, seriam maiores que na borda da mata.
2. Durante a estação chuvosa, quando os ambientes marginais ao córrego podem sofrer efeito de inundação, a atividade da biomassa microbiana, a taxa de decomposição da serapilheira e a taxa de mineralização de nitrogênio, seriam menores nestes ambientes que na estação seca.
3. Em função do gradiente de umidade (que varia em função do gradiente topográfico) a produção da serapilheira, a eficiência no uso de nutrientes, o tempo de residência da serapilheira no solo e as taxas de retranslocação das espécies seriam maiores na borda da mata, em relação à margem do córrego. Em contrapartida os estoques de nitrogênio, fósforo e enxofre seriam maiores na margem do córrego.

3. OBJETIVOS GERAIS

Considerando que a compreensão dos processos de ciclagem biogeoquímica poderá ter implicações importantes na orientação de práticas de manejo e de políticas de conservação do ecossistema Mata de Galeria, o presente trabalho tem os seguintes objetivos:

Em função do gradiente de umidade na topografia do terreno e de diferenças entre estações seca e chuvosa,

- Estabelecer relações entre níveis de umidade estacional e ciclagem de nutrientes em Mata de Galeria.
- Quantificar os estoques e caracterizar os fluxos de nutrientes, em diversos compartimentos do ecossistema Mata de Galeria em função do gradiente topográfico e de umidade.
- Propor modelos de funcionamento do ecossistema Mata de Galeria.

Para a realização do trabalho proposto, as atividades foram distribuídas em 4 capítulos:

1. Disponibilidade de nutrientes em soluções – apresenta o trabalho de determinação da composição química da água (carbono orgânico dissolvido, nitrogênio total dissolvido, nitrogênio orgânico, amônio, nitrato, fósforo total dissolvido, fósforo orgânico, fosfato, potássio, cálcio, magnésio, sódio, cloro e sulfato) de precipitação ou deposição atmosférica, em três estágios, a saber, antes de atingir o dossel da vegetação, após atravessar o dossel, após atravessar a camada de serapilheira, e também, a composição química da solução do solo e da água do Córrego Pitoco.

Os objetivos são:

- Caracterizar a ciclagem biogeoquímica da deposição atmosférica (em três estágios), da solução do solo e da água do córrego, e quantificar os fluxos dos principais nutrientes,
- Caracterizar os estoques de nutrientes no solo.

2. Produção, composição química e decomposição da serapilheira e retranslocação de nutrientes - apresenta o trabalho de coleta quinzenal de serapilheira, que resulta no cálculo de produção anual, a determinação da

composição química (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre) da serapilheira, a estimativa da decomposição da serapilheira e o cálculo de retranslocação desses nutrientes em folhas de espécies lenhosas.

Os objetivos são:

- Determinar a produção e a sazonalidade da queda da serapilheira,
- Determinar as concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre na serapilheira,
- Estimar a eficiência do uso de nutrientes,
- Estimar a taxa de decomposição da serapilheira,
- Estimar o estoque da serapilheira e o tempo de residência da serapilheira no solo
- Estimar as taxas de retranslocação de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre em espécies lenhosas.

3. Mineralização de nitrogênio e carbono da biomassa microbiana de solos – apresenta as estimativas mensais das taxas de nitrificação e mineralização do nitrogênio no solo e da concentração de carbono produzido pela biomassa microbiana do solo.

Os objetivos são:

- Determinar as taxas de nitrificação e mineralização de nitrogênio no solo,
- Determinar o carbono da biomassa microbiana no solo,

4. Composição isotópica de solos e plantas – apresenta a determinação da composição isotópica de carbono e nitrogênio em solos e folhas de 15 espécies comuns na Mata de Galeria do Córrego Pitoco.

Os objetivos são:

- Determinar o perfil da composição isotópica de carbono e nitrogênio no solo e folhas de espécies lenhosas (leguminosas e não leguminosas).

5. Síntese – apresenta uma comparação entre estoques e fluxos de nutrientes ao longo do gradiente topográfico na Mata de Galeria do Córrego Pitoco, e uma discussão sobre manejo para conservação de Matas de Galeria.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O experimento foi estabelecido numa área de 100 x 100 m, próxima à cabeceira da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR-IBGE) (15°56'41''S e 47°56'07''W), unidade de conservação de 1.500 ha, localizada no Distrito Federal (Figura 2). Nesta Reserva, ocorrem cinco córregos denominados Taquara, Roncador, Escondido, Pitoco e Monjolo, que sustentam 104 ha de Matas de Galeria. Os três últimos são tributários do córrego Roncador, que desemboca no Córrego Taquara, que, por sua vez, corre para fora da Reserva até alcançar o Córrego do Gama, um dos formadores do Lago Paranoá. A mata do Córrego Pitoco é mais larga na cabeceira (160 m) e estreita na foz (≤ 120 m), onde a mata é concentrada em uma topossequência curta (Silva Júnior, 1995). A declividade varia entre 6 a 15 graus.

Silva Júnior (1995) realizou levantamento da composição florística e fitossociologia e das propriedades do solo da Mata de Galeria do Córrego Pitoco e identificou três comunidades florísticas de acordo com a posição no gradiente topográfico: comunidade úmida (margem do córrego), comunidade intermediária e comunidade seca (borda da mata). Os dados obtidos por Silva Júnior foram coletados em 1988, contudo, em 1994 ocorreu um incêndio na mata. Posteriormente, Souza (2002) mostrou que todas as espécies arbóreas registradas por Silva Júnior (1995) foram encontradas na regeneração de plântulas, indicando que o incêndio não alterou a composição florística da mata.

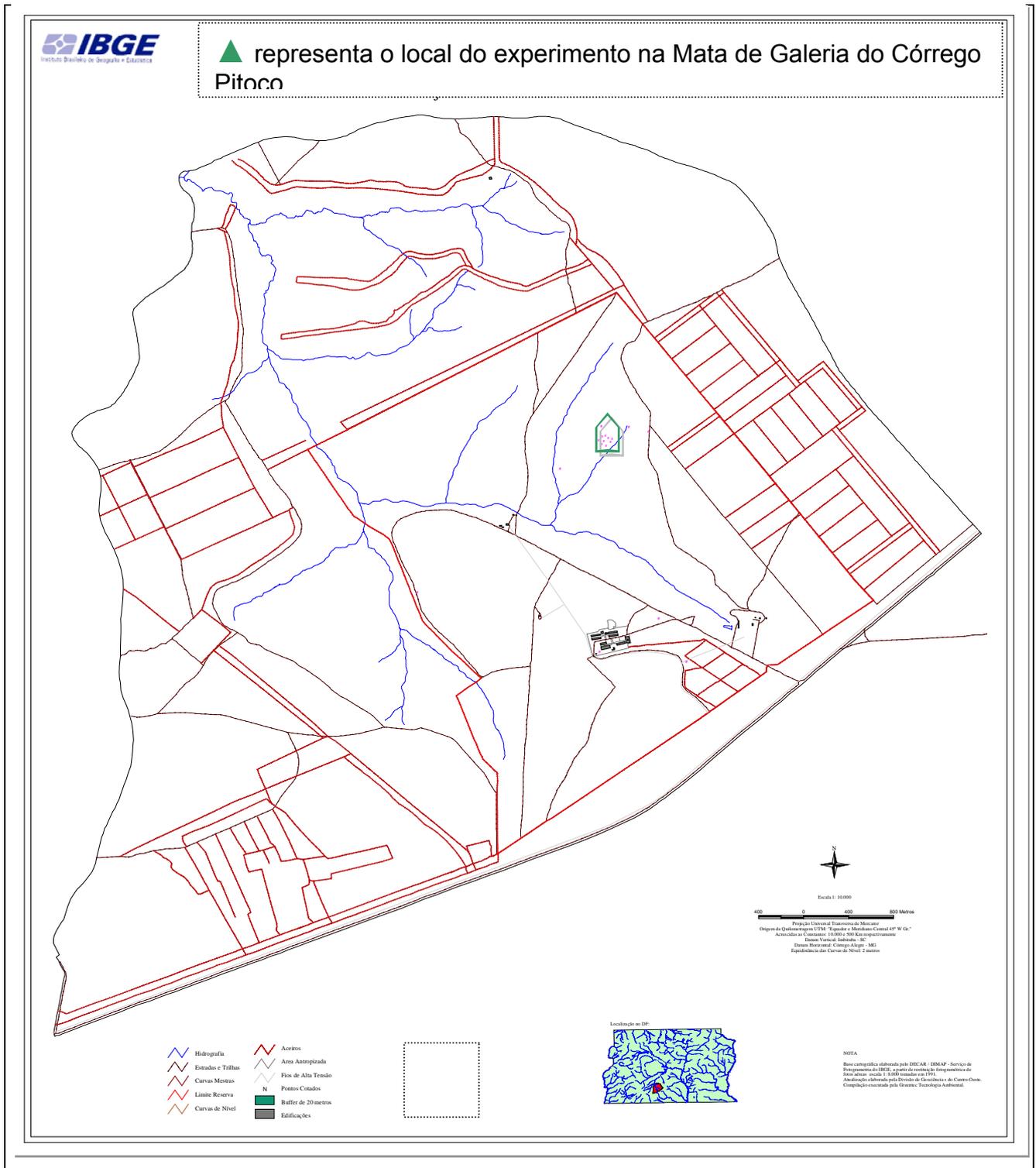


Figura 2. Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), mostrando o local onde foi instalado o experimento (▲), na Mata de Galeria do Córrego Pitoco.

Os resultados apresentados por Silva Júnior (1995) mostraram que os solos associados com cada comunidade constituinte foram significativamente diferentes na maioria das suas características físicas e químicas. Na maioria das amostras

de solo, a textura foi argilosa ($\geq 35\%$ de argila), porém, os solos da comunidade seca mostraram valores de pH maiores quando comparados aos solos da comunidade úmida. Os solos da comunidade úmida mostraram níveis maiores de P e menores de Mn que aqueles da comunidade seca (Tabela 1).

Tabela 1. Propriedades químicas do solo (profundidade 0-10 cm) nas comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (Silva Júnior, 1995).

Propriedade do solo	Comunidade úmida	Comunidade intermediária	Comunidade seca
Matéria orgânica (%)	12,66	10,05	10,38
pH (H ₂ O)	4,7	4,7	5,0
Al (cmol kg ⁻¹)	2,96	2,50	1,93
H+Al (cmol kg ⁻¹)	21,70	19,06	18,03
Ca (cmol kg ⁻¹)	0,19	0,32	0,91
Mg (cmol kg ⁻¹)	0,37	0,66	0,98
K (cmol kg ⁻¹)	0,25	0,27	0,29
P (mg kg ⁻¹)	4,17	2,90	2,54
Cu (mg kg ⁻¹)	0,96	0,77	0,80
Fe (mg kg ⁻¹)	137,97	110,32	89,77
Mn (mg kg ⁻¹)	5,43	17,73	37,39
Zn (mg kg ⁻¹)	2,93	2,30	2,87
Saturação de Al	397,76	328,09	246,87
CTC (cmol kg ⁻¹)	22,51	20,31	20,21
Saturação total de bases (cmol kg ⁻¹)	0,82	1,25	2,18

Os solos foram classificados respectivamente, de acordo com as comunidades vegetais na Mata de Galeria do Córrego Pitoco: na comunidade úmida em Gleissolo Háptico Distrófico A moderado, textura muito argilosa fase Mata de Galeria relevo plano a suave ondulado substrato metarritmito argiloso e nas áreas intermediária e seca em latossolo Amarelo Distrófico A moderado, textura muito argilosa fase Mata de Galeria relevo suave-ondulado substrato metarritmito argiloso (Drs. Adriana Reatto e Éder Martins, comunicação pessoal, 2003).

O levantamento da composição florística e fitossociologia dessa mata realizado por Silva Júnior (1995) encontrou 99 espécies de árvores, distantes em média entre si em 2,28 m, densidade estimada em 1914 árvores ha⁻¹ (1980, 2262

e 1803 árvores ha⁻¹ nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente) e área basal estimada em 37,7 m² ha⁻¹. O índice de diversidade de Shannon & Weiner foi calculado em 3,86.

A precipitação para o bioma Cerrado apresenta sazonalidade, com pronunciada estação seca entre os meses junho e agosto. No período a que se refere o presente estudo (março de 2001 a julho de 2002), o mês com maior volume de precipitação foi novembro (199 mm) e os mais secos foram junho e julho. A precipitação média na região é de 1436 mm. No período entre março de 2001 e fevereiro de 2002, a precipitação na Estação Climatológica da Reserva Ecológica do IBGE foi de 1273 mm. (Figura 3).

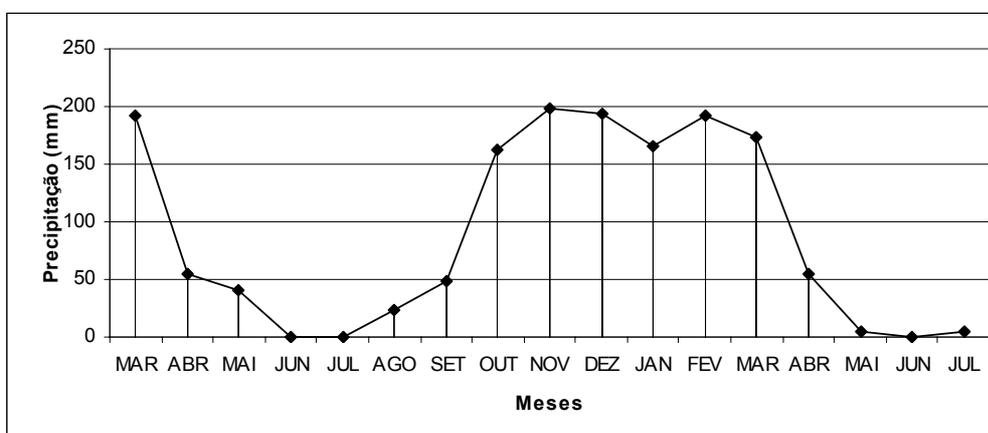


Figura 3. Dados pluviométricos (mm) da Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002).

A Mata de Galeria do Córrego Pitoco fica na porção nordeste da RECOR-IBGE e a maioria de sua área ocorre em Cambissolos bem drenados. Esses solos geralmente são distróficos e muito ácidos com altos níveis de Al trocável (Embrapa 1978).

Considerando a definição das três comunidades vegetais da Mata de Galeria do Córrego Pitoco e suas distintas características químicas de solo (Silva Júnior, 1995), o delineamento experimental proposto foi o seguinte: foram estabelecidas três linhas de amostragem, paralelas ao córrego, distantes 45 m entre si, denominadas, respectivamente, comunidades úmida (na margem do córrego), intermediária e seca (adjacente a uma área de Cerrado Típico) (Figura 4).

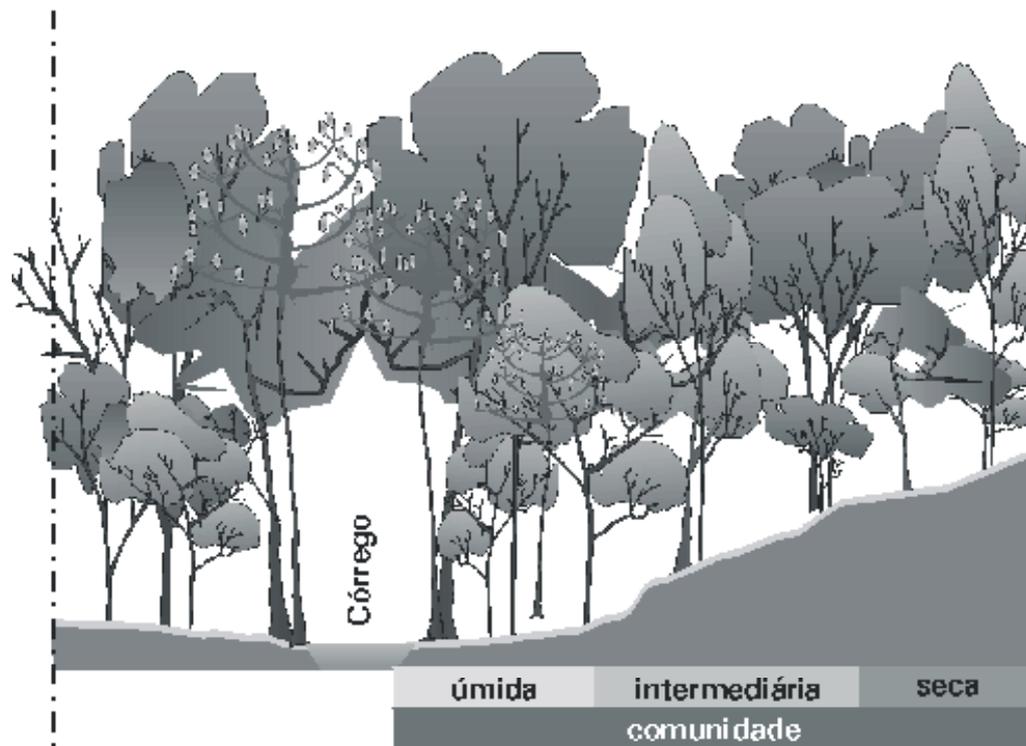


Figura 4. Esquema indicando a divisão da Mata de Galeria do Córrego Pitoco em três comunidades.

As linhas de amostragem foram comparadas entre si em todos os trabalhos desenvolvidos (Figura 5).

O trabalho de campo das atividades propostas foi realizado durante 18 meses, entre março de 2001 e julho de 2002. Os resultados foram comparados entre comunidades e dentro de cada comunidade nas estações seca e chuvosa.

O detalhamento de cada uma das atividades realizadas será apresentado em cada um dos capítulos do presente trabalho.

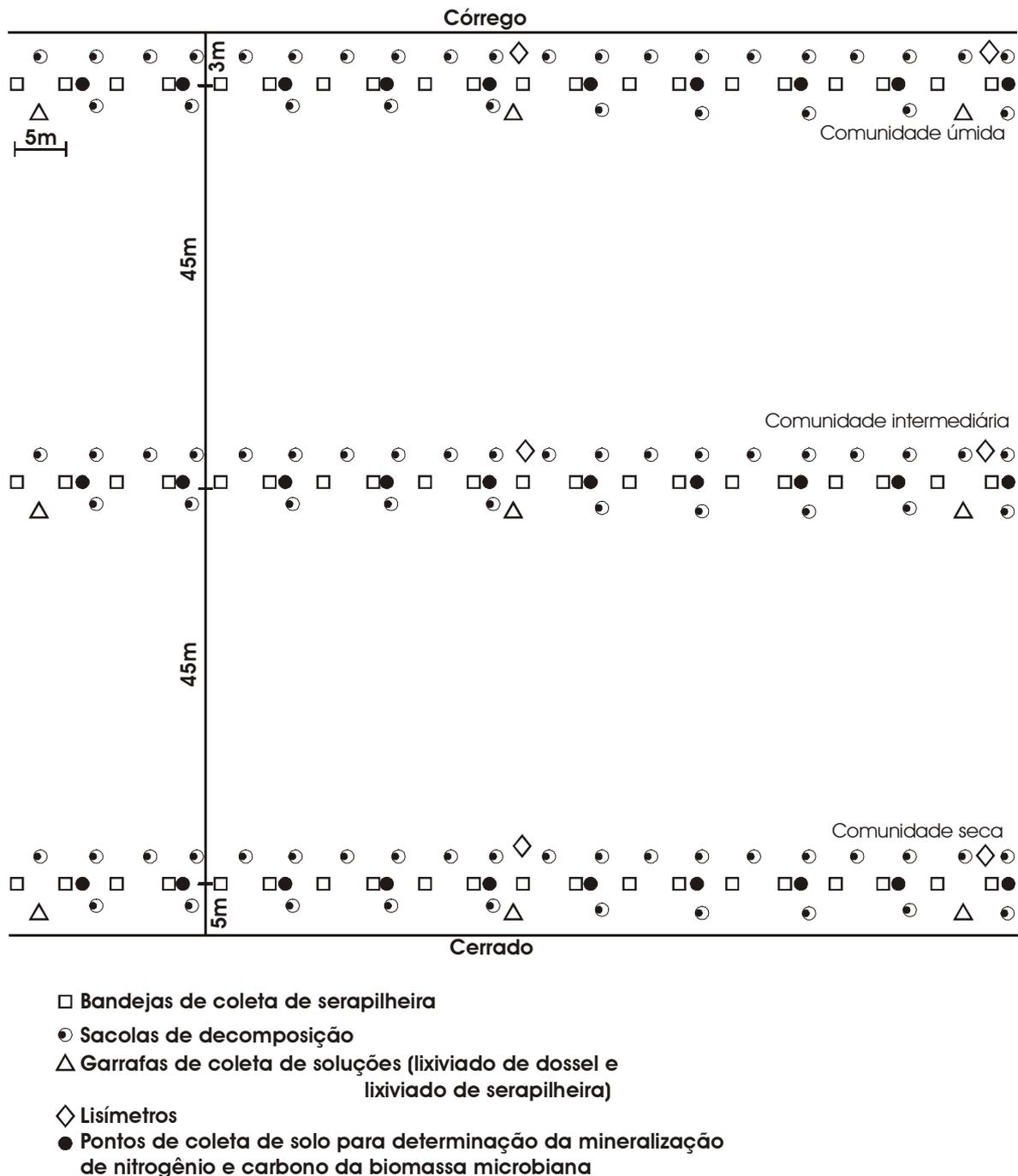


Figura 5. Esquema de demarcação dos transectos e da disposição das bandejas, sacolas de decomposição, garrafas de coleta de soluções, lisímetros de sucção a 50 cm (somente no primeiro lisímetro da comunidade úmida, da esquerda para a direita, houve coleta de solução do solo durante todo o período) e pontos de coleta de solo para determinação da mineralização de nitrogênio e carbono da biomassa microbiana. Comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ATTIWILL, P.M.; ADAMS, M.A. 1993. Nutrient cycling in forests. **New Phytologist** **124**: 561-582.
- BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BATISTA, E.A.; MANTOVANI, W.; VERONESE, S.A.; ANDREANI JÚNIOR, R. 1989. Ensaios para estabelecimento de modelos para recuperação de áreas degradadas de Matas Ciliares, Moji-Guaçu SP: nota prévia. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1., 1989. São Paulo, SP. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill. p.268-283.
- BARLING, R.D.; MOORE, I.D. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. **Environmental Management** **18**:543-558.
- BASNET, K. 1992. Effect of topography on the pattern of trees in Tabonuco (*Dacryodes excelsa*) dominated rain forest of Puerto Rico. **Biotropica** **24**:31-42.
- BENINCASA, M.; LOPES, R.; BENINCASA, G.M.P.; OLIVEIRA, A.S. 1983. Algumas influências da topografia sobre o microclima e comportamento de *Sorghum bicolor* (L.) Moench. **Ciência e Cultura** **35**:495-501.
- DURIGAN, G. 1994. **Florística, fitossociologia e produção de folheto em matas da região oeste do Estado de São Paulo**. Campinas, UNICAMP. Dissertação de Doutorado. 149p.
- DWYER, L.M.; MERRIAM, G. 1981. Influence of topographic heterogeneity on deciduous litter decomposition. **Oikos** **37**:228-237.
- ELDRIDGE, D.J.; WESTOBY, M.; HOLBROOK, K.G. 1991. Soil-surface characteristics, microtopography and proximity to mature shrubs: effects on survival of several cohorts of *Atriplex vesicaria* seedlings. **Journal of Ecology** **78**:357-367.
- EMBRAPA. 1978. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Distrito Federal**. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de solos. Boletim Técnico n.53. Rio de Janeiro.
- FELFILI, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **17**(1):1-11.
- FISK, M.C.; SCHMIDT, S.K.; SEASTEDT, T.R. 1998. Topographic patterns of above- and belowground production and nitrogen cycling in alpine tundra. **Ecology** **79**:2253-2266.
- FONSECA, C.E.L.; RIBEIRO, J.F.; SOUZA, C.C.; REZENDE, R.P.; BALBINO, V.K. 2001. Recuperação da vegetação de Matas de Galeria: estudos de caso no Distrito Federal e Entorno. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Eds.) **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina, Embrapa Cerrados. p.815-870.
- GANDOLFI, S. 2000. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (SP, Brasil)**. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- GARTLAN, J.S.; NEWBERY, D.M.; THOMAS, D.W.; WATERMAN, P.G. 1986. The influence of topography and soil phosphorus on the vegetation of Korup Forest Reserve, Cameroun. **Vegetatio** **65**:131-148.

- GOÉS JÚNIOR, C. D. 1996. **Nutrição mineral de espécies arbóreas de disponibilidade de nutrientes na serapilheira e no solo de quatro Matas de Galeria no Distrito Federal.** Brasília, Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 76p.
- GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.I.; DUEVER, M.J. 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.** São Paulo, EPU-EDUSP. 256p.
- HARIDASAN, M. 1998. Solos de Matas de Galeria e nutrição mineral de espécies arbóreas em condições naturais. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.) **Cerrado: Matas de Galeria.** Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.17-28.
- HARIDASAN, M.; ARAÚJO, G.M. 1988. Aluminium-accumulating species in two forest communities in the Cerrado region of central Brazil. **Forest Ecology Management 24:** 15-26.
- KOZLOWSKI, T.T. 1997. Responses of wood plants to flooding and salinity. **Tree Physiology Monograph, 1.** Heron Publishing - Victoria. Canada. <http://www.heronpublishing.com/tp/monograph/kozlowski.pdf>.
- LORETI, J.; OESTERHELD, M. 1996. Intraspecific variation in the resistance to flooding and drought in populations of *Paspalum dilatatum* from different topographic positions. **Oecologia 108:**279-284.
- LOWRANCE, R.; TODD, R.; FAIL JUNIOR, J.; HEINDRICKSON JUNIOR, O.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. **BioScience 34:**374-377.
- MARSCHNER, H. 1993. **Mineral nutrition of higher plants.** 5.ed. London, Academic Press. 674p.
- NOGUEIRA, P.E.; HARIDASAN, M. 1997. Foliar nutrient concentrations of tree species in four gallery forests in Central Brazil. In: International symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to Gallery Forests. Brasília, 1996. **Proceedings...** Brasília-DF, University of Brasília. p.309-321.
- OLIVEIRA FILHO, A.T., VILELA, E.A., CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. 1994. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology 10:**483-308.
- OLIVEIRA FILHO, A.T., VILELA, E.A., GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. 1989. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburg Journal Botany 51:**355-389.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. **Biotropica 30:**362-375.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. 1997. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora 192:**47-64.
- ORIAN, G.H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. 1996. Syntesis. In: ORIAN, G.H.; DIRZO, R. & CUSHMAN, J.H.(Eds.) **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests.** Berlin, Spring Verlag. p.195-220.
- REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T. 1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Eds.) **Cerrado: ambiente e flora.** Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.47-88.

- RESCK, D.V.S.; SILVA, J.E. 1998. Importância das Matas de Galeria no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.) **Cerrado: Matas de Galeria**. Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.29-50.
- REZENDE, A.V. 1998. Importância das Matas de Galeria: manutenção e recuperação. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.) **Cerrado: Matas de Galeria**. Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.3-16.
- RIBEIRO, J.F.; SCHIAVINI, I. 1998. Recuperação de Matas de Galeria: integração entre a oferta ambiental e a biologia das espécies. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.) **Cerrado: Matas de Galeria**. Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.137-153.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. 1998. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Eds.) **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.89-166.
- SALLES, P.S.B.A. 2002. Paradigmas e paradoxos: solo, água e biodiversidade no Distrito Federal. In: BENSUSAN, N. (Org.) **Seria melhor ladrilhar? Biodiversidade, como, para que, por quê?** Brasília, EdUnB - Instituto Sócio Ambiental. p.135-145.
- SANTOS, N.A.; HOFFMAN, J.; ROOSEVELT, A.; CHAVES, F.T.; FONSECA, C.E.L. 2001. Análise socioeconômica da interação entre a sociedade e a Mata de Galeria: implicações para a formulação de políticas públicas. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina, Embrapa Cerrados. p.691-732.
- SCHIAVINI, I. 1992. **Estrutura das comunidades arbóreas de Mata de Galeria da Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG)**. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SCHIAVINI, I. 1997. Environmental characterization and groups of species in gallery forests. In: Imaña-Encinas, J. & Kleinn, C. (Eds.) International symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to Gallery Forests. Brasília, 1996. **Proceedings...** Brasília-DF, University of Brasilia. p.107-116.
- SCHLESINGER, W.H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. California, Academic Press. 588p.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 1995. **Tree communities of the gallery forests of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil**. Edinburg, UK: University of Edinburg. Ph.D. Thesis. 257p.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 2001. Comparação entre Matas de Galeria no Distrito Federal e a efetividade do Código Florestal na proteção de sua diversidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica** 15(1):139-146.
- SILVA JÚNIOR, M.C.; FELFILI, M. 1998. **A vegetação da Estação Ecológica de Águas Emendadas**. Brasília, GDF-SEMATEC. 43p.
- SILVA JÚNIOR, M.C.; FURLEY, P.A.; RATTER, J.A. 1996. Variations in tree communities and soils with slope in gallery forest Federal District, Brazil. **Advances in hillslope processes** 1:451-469.
- SOUZA, J.S. 2002. **Regeneração arbórea, seis anos após fogo acidental, na Mata de Galeria do Pitoco na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília**. Brasília, Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 69p.
- TURNER, C.L.; BLAIR, J.M.; SHARTZ, R.J.; NEEL, J.C. 1997. Soil N and plant responses to fire, topography, and supplemental N in Tallgrass Prairie. **Ecology** 78:1832-1843.

- VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA FILHO, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora** **194**:249-266.
- VITOUSEK, P.M.; SANFORD, R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics** **17**:137-167.
- VIVIAN-SMITH, G. 1997. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. **Journal of Ecology** **85**:71-82.
- WALTER, B.M.T.; RIBEIRO, J.F. 1997. Spatial floristic patterns in gallery forests in the Cerrado Region, Brazil. In: Imaña-Encinas, J; Kleinn, C. (Eds.) International symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to Gallery Forests. Brasilia, 1996. **Proceedings...** Brasília-DF, University of Brasilia. p.339-349.

CAPÍTULO 1

FLUXOS E DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES EM SOLUÇÕES E NO SOLO: EFEITO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

FLUXOS E DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES EM SOLUÇÕES E NO SOLO: EFEITO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

1. INTRODUÇÃO

Em estudos de ciclagem biogeoquímica, a deposição atmosférica de nutrientes (entrada) no sistema é um fator importante a ser considerado, principalmente em regiões tropicais cujos solos intemperizados resultam em baixa disponibilidade de minerais primários oriundos da rocha matriz e pequena reserva de nutrientes. A precipitação atmosférica pode ser separada em deposição úmida e deposição seca.

Parte da precipitação, atingindo a superfície do dossel, é interceptada pelas folhas, caules, ramos, e evapora; o restante escorre pelas folhas e caules até o chão. Elementos químicos podem ser carregados pela chuva que, entretanto, também os arrasta por lixiviação das folhas e caules. Esse arrasto é uma fonte a mais de nutrientes para a serapilheira (Golley *et al.*, 1978; Nascimento, 1992).

A estimativa da quantidade de precipitação que atravessa o dossel (denominada **lixiviado de dossel** ou 'throughfall'), que escorre pelos troncos das árvores ('stemflow') e chega ao solo, e a que depois de atravessar o dossel ainda atravessa a serapilheira, (denominada **lixiviado de serapilheira** ou 'litter leachate') são essenciais para entender os fluxos hidrológicos de uma floresta. Destes fluxos, geralmente, a contribuição do lixiviado que escorre pelos troncos é pequena (<10%) e difícil de medir, comparada aquela do lixiviado de dossel (Tobón Marin *et al.*, 2000), embora quantidades acima de 30%, de lixiviado que escorre pelos troncos, tenham sido registradas para algumas florestas (Masukata *et al.*, 1990).

A quantidade e qualidade de precipitação que atravessa o dossel são importantes componentes dos estoques de ambos os ciclos, o hidrológico e o de nutrientes (Scatena, 1990). Contudo, a estrutura do dossel das florestas geralmente apresenta considerável heterogeneidade e sua influência sobre a repartição da chuva em lixiviação de dossel e evaporação pode explicar a distribuição espacial altamente variável de volume de lixiviados. Uma importante característica do processo de interceptação da chuva é que uma tempestade pode saturar o dossel

muito rapidamente por causa de sua baixa capacidade de retenção. Em contraste, chuviscos tendem a sofrer maior interceptação do que chuvas intensas com o mesmo total de precipitação. No entanto, o quanto da água interceptada é evaporada depois da chuva, depende de quando a próxima chuva se inicia (Zeng *et al.*, 2000). Então, a magnitude e a frequência da precipitação, o balanço da evaporação, a morfologia da vegetação, a estrutura do dossel e o tamanho das clareiras, podem ter um grande impacto no cálculo das perdas pelo processo de interceptação (Rutter *et al.*, 1975; Scatena, 1990; Herwitz *et al.*, 1995). Alguns parâmetros estruturais do dossel que determinam esta variabilidade são a altura e forma das árvores, padrões dos ramos, ângulo das folhas e índice de área foliar (Parker, 1983; Ford & Deans, 1978). A interceptação relativamente maior nas florestas inundadas da Amazônia, em relação às de terra firme, pode ser explicada pela maior biomassa foliar e área foliar (9,5 toneladas ha⁻¹) (Tobón Marin *et al.*, 2000).

A estimativa do volume de lixiviado de dossel é um requisito para estudos em biogeoquímica de florestas, onde os fluxos biogeoquímicos são obtidos da combinação de dados químicos e hidrológicos. Na bacia Amazônica, a quantidade, frequência e estação de ocorrência da precipitação influenciam as taxas de deposição de Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, NO₃⁻ e PO₄²⁻, porém não influenciam as taxas de deposição de N e P total, Na⁺ e SO₄²⁻ (Lesack & Melack, 1991). Os resultados de um estudo sobre contribuições hidrogeoquímicas em uma bacia hidrográfica na Mata Atlântica, mostraram que a chuva era ácida e com baixo conteúdo catiônico (Silveira & Coelho Netto, 1999). Na floresta tropical úmida da Amazônia, a água da chuva contém concentrações relativamente altas de K⁺, Ca²⁺, Na⁺ (Golley *et al.*, 1978).

Como os nutrientes são lavados das folhas, a concentração do lixiviado de dossel, geralmente, é maior que a da chuva. Na Nova Guiné, K⁺ e Mg²⁺ aumentaram nove vezes, Ca²⁺ e P cinco vezes e N quatro vezes e meia (Whitmore, 1990). No estudo conduzido na Amazônia por Golley *et al.* (1978) a água depois de passar através da copa foi enriquecida por K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e Fe³⁺. Na Mata Atlântica, o lixiviado de dossel apresentou pH neutro e enriquecido por cátions (Silveira & Coelho Netto, 1999). Nesse estudo, análises do lixiviado de serapilheira indicaram que a serapilheira é uma importante fonte de Ca²⁺ e K⁺.

A composição química da solução do solo é considerada um indicador do funcionamento do solo, para descrever movimentos de nutrientes no solo e em estudos de nutrição de plantas (ex. Cortina *et al.*, 1995; Ranger *et al.*, 2001; Laclau *et al.*, 2003). Estudos mostraram que a concentração dos elementos varia de acordo com o tipo de solução coletada. Soluções gravitacionais coletadas por lisímetros de tensão zero (ZLT) são adequadas para estimar estoques de entradas e saídas dos ecossistemas porque contém a maioria dos solutos do solo (Laclau *et al.*, 2003).

A saída de nutrientes do sistema é calculada pelo produto do volume da água descarregada pela concentração média na água do rio. A saída pode então ser comparada com a entrada pela água da chuva. Em um trabalho conduzido na Amazônia, Golley *et al.* (1978) verificaram que a água que deixa o sistema como descarga em riachos contém concentrações relativamente elevadas de K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} e Na^+ . A água do rio contém concentrações mais altas desses elementos que a da chuva. Os valores máximos no sistema de fluxo ocorreram com Ca^{2+} , Na^+ e Mg^{2+} e em todos esses casos a saída foi maior que a entrada. Entradas maiores podem estar associadas com saídas maiores do sistema (Golley *et al.*, 1978). Em relação ao lixiviado de dossel, o fluxo de nutrientes na água de um rio na Mata Atlântica apresentou baixas concentração de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} (Silveira & Coelho Netto, 1999).

A diferença entre a entrada e saída de nutrientes do sistema é a variação líquida. Se a quantidade for negativa, o sistema estará perdendo material, o que pode ser compensado pela entrada de nutrientes na solução do solo pelo processo denominado intemperismo. Se a quantidade for positiva, o sistema estará acumulando material nas camadas ativas do solo ou o elemento está sendo lixiviado para horizontes mais profundos. Golley *et al.* (1978) concluíram que há uma perda substancial de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} (elementos de maior concentração no complexo de troca do solo) na floresta tropical úmida e variação relativamente pequena dos outros elementos.

A maioria dos estudos em ciclagem de nutrientes em ecossistemas tropicais referem-se principalmente à acumulação de nutrientes nos componentes da vegetação acima do solo e ao retorno de nutrientes ao solo através da decomposição

da serapilheira. Em ecossistemas tropicais são recentes os estudos que quantificam fluxos de nutrientes dissolvidos em água através do ecossistema (ex. McDonald & Healey, 2000; Resende, 2001; Markewitz *et al.*, 2001; Nepstad *et al.*, 2001; Schroth *et al.*, 2001; Laclau *et al.*, 2003).

O objetivo desse capítulo é apresentar a ciclagem biogeoquímica dos principais nutrientes em soluções e no solo e estabelecer os fluxos de entrada e saída desses nutrientes em uma Mata de Galeria.

O trabalho analisa as mudanças na química da precipitação atmosférica durante a transferência de soluções para o dossel da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, através de determinação da composição química da água de precipitação e cálculos dos fluxos de nutrientes ($C_{\text{orgânico}}$, N_{total} , NH_4^+ , NO_3^- , $N_{\text{orgânico}}$, P_{total} , $P_{\text{orgânico}}$, PO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Na^+ e Cl^-), em três estágios: antes de atingir o dossel da vegetação, após atravessar o dossel, após atravessar a camada de serapilheira, e também, a composição química da solução do solo e da água do Córrego Pitoco.

A coleta periódica da água da precipitação nestes três estágios teve como objetivo identificar processos que contribuem para as modificações na concentração dos elementos (ex. deposição seca, absorção foliar, lixiviação de dossel) e para distinguir entre a proporção de nutrientes da entrada externa e do ciclo interno.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Disponibilidade de nutrientes no solo

A caracterização química e física dos solos das três comunidades foi feita em uma única coleta, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-70, 70-80, 80-90 e 90-100 cm (3 repetições por comunidade). Nas análises foram determinados pH em água, carbono e nitrogênio total, fósforo disponível (Mehlich I), alumínio trocável, cálcio, magnésio, potássio (Mehlich I), enxofre (método de fosfato de cálcio), cobre, ferro, manganês e zinco trocáveis.

As amostras de solos para a maioria dos elementos foram analisadas no Laboratório de Química da Embrapa Cerrados. As determinações de Ca, Mg e Al foram feitas por titulação; e as de P, B e S por método colorimétrico em

espectrofotômetro (UV-Visible Spectrophotometer SCHIMADZU) nas faixas 820, 420 e 420 nm, respectivamente. As determinações de Zn, Cu, Fe foram feitas por absorção atômica e as de K em fotômetro de chama (Hitachi Plane Photometer 205 D). No CENA - USP foram realizadas as análises de C e N, utilizando a via seca.

2.2. Disponibilidade de nutrientes em soluções

O experimento foi estabelecido na Mata de Galeria do Córrego Pitoco conforme descrito anteriormente (Figuras 4 e 5). As coletas de soluções foram realizadas quinzenalmente, entre 18 de abril de 2001 a 28 de maio de 2002 (Tabela 2). De acordo com o volume de precipitação (mm), as coletas após 30 de maio até 29 de agosto de 2001 compreendem a estação seca, a estação chuvosa foi considerada entre as coletas de 04 de outubro de 2001 a 27 de março de 2002, e os períodos de transição chuva-seca ocorreram entre as coletas de 18 de abril a 30 de maio de 2001 e após 27 de março de 2002.

Os componentes da ciclagem de nutrientes avaliados no presente estudo estão representados na Figura 6. O número "1" representa os coletores que permitiram a mensuração da deposição atmosférica de nutrientes no sistema. O número "2" representa os coletores de lixiviado de dossel, que possibilitaram coletas dos nutrientes liberados (ou retidos) no dossel da vegetação. O número "3" representa os coletores de lixiviado de serapilheira, que permitiram as coletas de nutrientes liberados pela decomposição da serapilheira. O número "4" representa o lisímetro que permitiu a determinação da concentração de nutrientes na solução do solo. Pela água do córrego ocorre a saída de nutrientes do sistema.

O número de coletores e o tempo entre as coletas do material precipitado dependem das características estruturais da floresta e dos padrões de precipitação na região. Quando as amostragens são feitas com longos intervalos de tempo, podem ocorrer problemas como perdas por evaporação do volume de material coletado, devidas ao longo período de exposição da solução coletada ao ar, o que provocaria modificações na quantidade e na composição química das soluções coletadas, assim como, redução no detalhamento para os estudos de variabilidade

temporal em relação aos padrões de chuva ou mudanças no dossel (Rodrigo & Ávila, 2001; Crockford *et al.*, 1996).

Tabela 2. Datas de coleta de amostras de deposição atmosférica, lixiviado de dossel, lixiviado de serapilheira e solução do solo. Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a maio de 2002).

estação	deposição atmosférica	lixiviado de dossel	lixiviado de serapilheira	solução do solo	água do córrego
transição chuva- seca	18-abr-01	18-abr-01	18-abr-01	18-abr-01	18-abr-01
	2-mai-01	2-mai-01	2-mai-01	2-mai-01	2-mai-01
	16-mai-01			16-mai-01	16-mai-01
	30-mai-01	30-mai-01	30-mai-01	30-mai-01	30-mai-01
seca				13-jun-01	13-jun-01
				27-jun-01	27-jun-01
				11-jul-01	11-jul-01
				25-jul-01	25-jul-01
				8-ago-01	8-ago-01
	29-ago-01	29-ago-01	29-ago-01	29-ago-01	29-ago-01
transição seca- chuva				6-set-01	6-set-01
	27-set-01	27-set-01	27-set-01	27-set-01	27-set-01
chuva	4-out-01	4-out-01	4-out-01	4-out-01	4-out-01
	18-out-01	18-out-01	18-out-01	18-out-01	18-out-01
	1-nov-01	1-nov-01	1-nov-01	1-nov-01	1-nov-01
	16-nov-01	16-nov-01	16-nov-01	16-nov-01	16-nov-01
	29-nov-01	29-nov-01	29-nov-01	29-nov-01	29-nov-01
	13-dez-01	13-dez-01	13-dez-01	13-dez-01	13-dez-01
	27-dez-01	27-dez-01	27-dez-01	27-dez-01	27-dez-01
	16-jan-02	16-jan-02	16-jan-02	16-jan-02	16-jan-02
	30-jan-02	30-jan-02	30-jan-02	30-jan-02	30-jan-02
	13-fev-02	13-fev-02	13-fev-02	13-fev-02	13-fev-02
	27-fev-02	27-fev-02	27-fev-02	27-fev-02	27-fev-02
				13-mar-02	13-mar-02
	27-mar-02	27-mar-02	27-mar-02	27-mar-02	27-mar-02
transição chuva- seca	10-abr-02	10-abr-02	10-abr-02	10-abr-02	10-abr-02
	24-abr-02	24-abr-02	24-abr-02	24-abr-02	24-abr-02
				8-mai-02	8-mai-02
				28-mai-02	28-mai-02

Os coletores para água de chuva (n = 5) foram instalados em áreas de Cerrado e Campo Sujo próximas à área do experimento. Os coletores eram constituídos por garrafas de vidro, com capacidade para 5 litros, revestidas com papel alumínio, para impedir o aquecimento da água coletada e permaneciam sobre postes (2,3 m

de altura) de madeira (Figura 6). As garrafas eram conectadas a funis de polipropileno de 16 cm de diâmetro. O volume total amostrado na garrafa era medido e uma amostra de 280 ml era separada para a caracterização química (esse procedimento foi adotado também para as coletas das outras soluções).

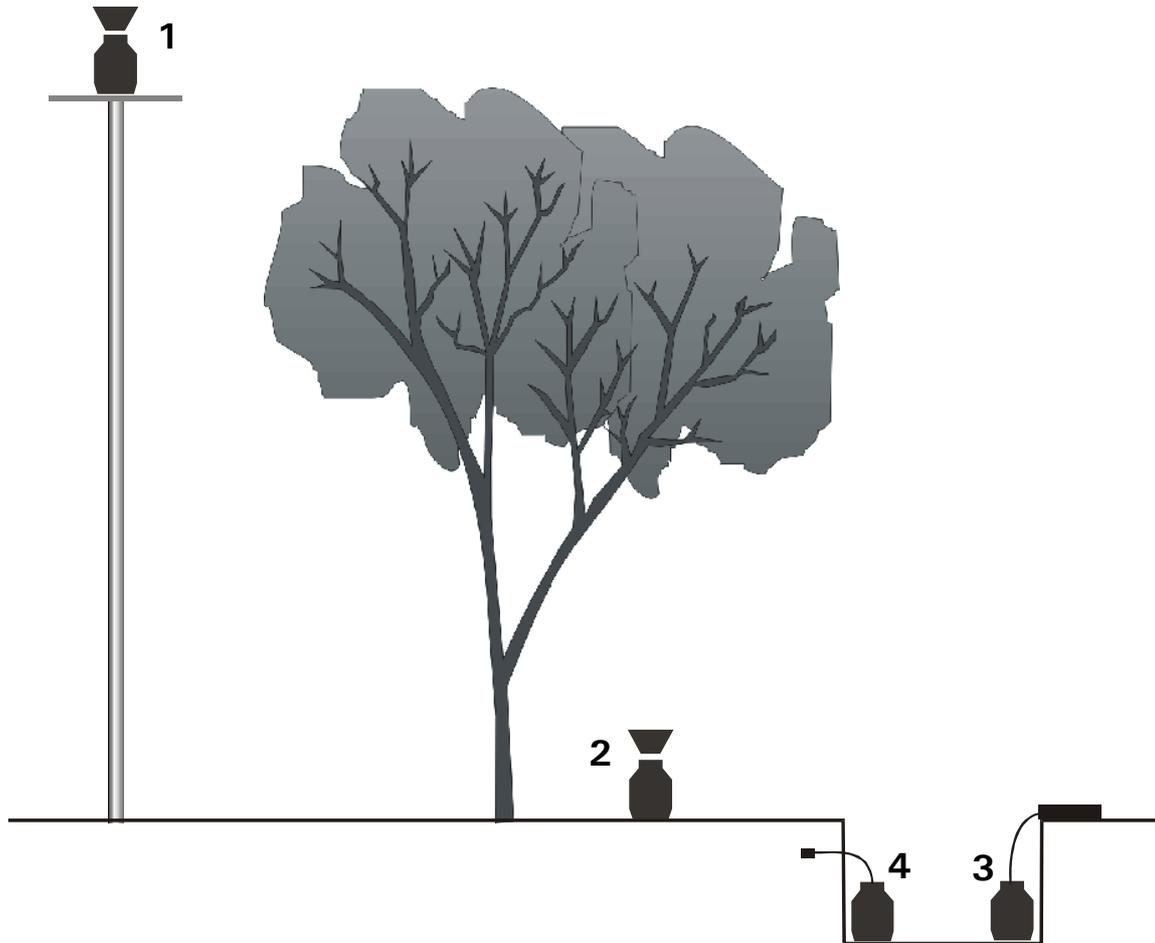


Figura 6. Esquema da instalação dos coletores de solução na Mata de Galeria do Córrego Pitoco. (1) Coletor de chuva (n=5), (2) coletor de lixiviado de dossel (n=9), (3) coletor de lixiviado de serapilheira (n=9), (4) lisímetro de sucção a 50 cm de profundidade.

Em cada comunidade foram fixados no chão da mata, 3 coletores de lixiviado de dossel e 3 coletores de lixiviado de serapilheira (Figura 6). Os coletores de lixiviado de dossel eram constituídos por garrafas de polietileno, com capacidade para 5 litros, pintadas (com uma camada de tinta preta e outra de tinta branca)

para impedir a entrada de luminosidade. As garrafas eram conectadas por um furo na tampa a funis de polipropileno de 16 cm de diâmetro.

Os coletores de lixiviado de serapilheira foram colocados abaixo da camada de serapilheira. Cada coletor era constituído por um cano de PVC (32 cm de comprimento por 10 cm de diâmetro), dividido ao meio, totalizando área de 320 cm², conectado por mangueira a uma garrafa semelhante ao dos coletores de lixiviado de dossel. A frequência das coletas foi quinzenal.

Em cada uma das comunidades foram instalados dois lisímetros de sucção a vácuo (Chapman, 1976), para coleta de solução do solo a 0,5 metro de profundidade (Figura 6), contudo, somente um dos lisímetros instalados na comunidade úmida permitiu coleta de solução do solo durante todo o período do experimento. O lisímetro consiste em um cilindro de teflon e sílica, conectado por uma mangueira (0,5 cm de diâmetro) a uma garrafa (3 litros). Vácuo na garrafa era obtido através de bombeamento (40 bares) e a solução de solo disponível, era extraída pelo lisímetro. Eram realizadas inspeções quinzenais no lisímetro para a coleta da solução acumulada na garrafa. As soluções eram armazenadas em frascos e o vácuo na garrafa era restabelecido. A quantidade de amostra obtida depende do conteúdo de solução e da capacidade de estoque da solução no solo.

Coletas de água do Córrego Pitoco, em frascos de polipropileno de 280 ml, em local próximo ao experimento, foram realizadas com a mesma frequência das outras soluções (Tabela 2).

Os números de amostras coletadas e analisadas (Tabelas 3 a 6) nem sempre são os mesmos porque houve situações em que a quantidade da amostra não foi suficiente para análise e outras, em que as amostras foram contaminadas com material orgânico (ex. fezes de pássaros).

Para cada coleta foram determinados volume da solução, pH e condutividade elétrica (que representa o teor de sais solúveis na solução) e após filtragem (filtro Whatman 0,45 µm) e armazenamento em câmara fria, foi feita a análise química de nutrientes. As análises químicas das soluções foram feitas para carbono orgânico dissolvido, nitrogênio total dissolvido, amônio, nitrato, fósforo total dissolvido,

fosfato, potássio, cálcio, magnésio, sódio, cloro e sulfato. Nitrogênio e fósforo orgânicos foram calculados pela diferença entre nitrogênio total e a soma de amônio e nitrato e pela diferença entre fósforo total e fosfato, respectivamente.

Tabela 3. Coletas de precipitação: ano de coleta, número de amostras por coletor, e de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Coletor	2001		2002		Total	
	coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Coletor 1	13	4	7	6	20	10
Coletor 2	13	4	7	6	20	10
Coletor 3	8	5	6	6	14	11
Coletor 4	9	5	6	5	15	10
Coletor 5	7	5	4	4	11	9
Total	50	23	30	27	80	50

Tabela 4. Coletas de lixiviado de dossel nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca: ano de coleta, número de amostras por coletor, e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Comunidade	Coletor	2001		2002		Total	
		coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Úmida	Coletor 1	12	12	7	7	19	19
Úmida	Coletor 2	12	12	7	7	19	19
Úmida	Coletor 3	11	11	7	7	18	18
Intermediária	Coletor 4	12	12	7	7	19	19
Intermediária	Coletor 5	11	11	7	7	18	18
Intermediária	Coletor 6	12	12	6	6	18	18
Seca	Coletor 7	11	11	7	7	18	18
Seca	Coletor 8	10	10	7	7	17	17
Seca	Coletor 9	11	11	7	7	18	18
	Total	102	102	62	62	164	164

Tabela 5. Coletas de lixiviado de serapilheira nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca: ano de coleta, número de amostras por coletor, e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Comunidade	Coletor	2001		2002		Total	
		coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Úmida	Coletor 1	12	12	7	7	19	19
Úmida	Coletor 2	12	12	7	7	19	19
Úmida	Coletor 3	11	11	7	7	18	18
Intermediária	Coletor 4	11	11	7	7	18	18
Intermediária	Coletor 5	8	8	6	6	14	14
Intermediária	Coletor 6	9	9	7	7	16	16
Seca	Coletor 7	9	9	7	7	16	16
Seca	Coletor 8	10	10	7	7	17	17
Seca	Coletor 9	10	10	7	7	17	17
	Total	92	92	62	62	154	154

Tabela 6. Coletas de solução do solo na comunidade vegetal úmida e água do córrego: ano de coleta, número de amostras por coletor, e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a maio de 2002).

Coletor	2001		2002		Total	
	coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Solução do solo	19	19	10	10	29	29
Córrego	19	19	10	10	29	29

As soluções foram analisadas no White Hall Laboratory, University of Georgia, USA. As amostras foram analisadas para N total em um auto-analisador Alpkem, usando a determinação por salicilato de amônia, depois da digestão com persulfato de amônia. NH_4^+ foi determinado pelo método azul de indofenol, NO_3^- , Cl^- e SO_4^{2-} foram determinados por cromatografia líquida, marca Dionex DX 500. P total, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ foram determinados em um ICP-MS marca Elan 6200, Perkin Elmer, usando Rh (Ródio) como padrão interno. Soluções padrão foram utilizadas em todas as análises para manter a qualidade dos resultados e prevenir flutuações analíticas ao longo do tempo.

A concentração média (ponderada pelo volume) e os fluxos dos nutrientes foram calculados para cada coletor da seguinte maneira:

$$C = \sum(C_i \times V_i) / V_t$$

$$F = ((C/A) \times V_t) / 1000$$

Onde,

C = Concentração média do coletor (mg L^{-1})

C_i = concentração da coleta i (mg L^{-1})

V_i = volume da coleta i (L)

V_t = somatório do volume de todas as coletas (L)

F = Fluxo de nutrientes ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)

A = área do coletor (deposição atmosférica e lixiviado de dossel = $0,0201 \text{ m}^2$, lixiviado de serapilheira = $0,032 \text{ m}^2$).

2.3. Análise estatística

O teste W de Shapiro-Wilk's foi usado para testar a normalidade dos dados obtidos. Se o W era significativo ($p < 0,05$), a hipótese de que a distribuição seria normal era rejeitada. Como isso ocorreu para a maioria das variáveis, a análise estatística utilizada foi a não paramétrica do programa Statistica (StatSoft, 2001). Para comparar as concentrações de nutrientes entre as comunidades, foram utilizados os testes para comparação entre duas amostras independentes entre si, de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$) e para comparar os fluxos dos nutrientes foi utilizado o teste U de Mann-Whitney ($p < 0,05$). Para testar correlação entre variáveis foi utilizada a correlação de Spearman ($p < 0,05$).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Disponibilidade de nutrientes no solo

A caracterização química dos solos das três comunidades é apresentada nas Tabelas 7 e 8. As concentrações de C, N, P, Al e S são maiores na comunidade úmida em relação às demais. Em contraste, as concentrações de K, Ca, Mg e Mn são maiores na comunidade seca. No final do capítulo, as concentrações dos principais elementos no solo serão comparadas com as concentrações desses elementos nas soluções da deposição atmosférica.

De acordo com a caracterização física dos solos da Mata de Galeria, nas três comunidades os solos são considerados argilosos na superfície e muito argilosos nas camadas subsuperficiais (Tabela 9).

Tabela 7. Caracterização química de solos das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Profundidades entre 0 e 100 cm. Amostras coletadas em maio de 2001.

Comunidade	Profundidade (cm)	pH	N (%)	C (%)	C/N	P (mg L ⁻¹)	Al (cmol _c /100cm ³)	Ca (cmol _c /100cm ³)	Mg (cmol _c /100cm ³)	K (mg L ⁻¹)	S (mg/kg)	Cu (mg L ⁻¹)	Fe (mg L ⁻¹)	Mn (mg L ⁻¹)	Zn (mg L ⁻¹)
úmida	0-5	4,5	0,67	10,6	15,9	4,9	2,4	0,26	0,12	65,7	50,1	0,8	72,6	5,1	1,4
úmida	5-10	4,6	0,42	6,2	15,0	3,9	1,8	0,23	0,07	56,3	16,0	0,8	97,1	4,0	0,8
úmida	10-20	4,5	0,32	5,2	16,5	2,4	1,8	0,17	0,08	53,3	22,4	0,8	113,8	2,9	0,7
úmida	20-30	4,6	0,23	3,4	14,9	1,3	1,5	0,15	0,07	34,0	12,4	0,8	77,8	1,8	0,4
úmida	30-40	4,6	0,19	3,0	16,1	0,7	1,4	0,15	0,07	27,3	8,2	0,8	71,2	1,6	0,4
úmida	40-50	4,6	0,16	2,8	18,0	0,5	1,4	0,15	0,05	14,3	7,5	0,8	58,2	0,9	0,2
úmida	50-60	4,6	0,14	2,5	17,9	0,4	1,2	0,13	0,05	19,5	6,4	0,8	47,5	1,6	0,3
úmida	60-70	4,6	0,13	2,3	17,3	0,3	1,0	0,15	0,04	20,5	9,6	0,7	44,4	1,4	0,3
úmida	70-80	4,7	0,11	1,8	16,1	0,2	0,9	0,14	0,05	16,5	5,3	0,7	35,3	1,4	0,6
úmida	80-90	4,7	0,11	1,8	16,0	0,1	0,7	0,13	0,04	12,0	5,3	0,8	23,2	0,6	0,2
úmida	90-100	4,7	0,09	1,4	16,2	0,1	0,5	0,13	0,03	10,5	5,3	0,7	19,6	0,5	0,3
intermediária	0-5	4,5	0,59	9,6	16,2	3,8	1,8	0,49	0,25	65,5	24,5	1,0	51,1	10,4	1,2
intermediária	5-10	4,5	0,41	5,6	13,8	3,3	1,7	0,38	0,23	64,3	32,0	1,0	89,0	9,2	0,9
intermediária	10-20	4,5	0,32	3,2	10,0	2,1	1,5	0,27	0,16	50,0	20,3	1,0	88,9	5,3	0,5
intermediária	20-30	4,6	0,24	3,6	14,9	1,2	1,3	0,21	0,11	38,0	12,4	0,8	91,4	5,6	0,5
intermediária	30-40	4,4	0,21	3,2	15,3	0,7	1,1	0,20	0,09	29,7	12,4	0,7	78,4	5,1	0,4
intermediária	40-50	4,4	0,16	2,5	15,4	0,4	1,0	0,18	0,09	25,7	9,6	0,8	89,4	4,2	0,4
intermediária	50-60	4,5	0,15	2,3	15,6	0,3	0,9	0,16	0,07	22,3	12,4	0,7	68,9	3,3	0,3
intermediária	60-70	4,5	0,14	2,1	15,5	0,3	0,9	0,20	0,11	25,7	12,4	0,8	75,9	3,4	0,6
intermediária	70-80	4,7	0,13	2,0	15,5	0,3	0,6	0,17	0,08	23,0	5,3	0,7	55,9	3,1	0,3
intermediária	80-90	4,7	0,11	1,6	14,7	0,5	0,5	0,17	0,06	20,3	5,3	0,8	48,5	2,1	0,3
intermediária	90-100	4,8	0,09	1,5	16,5	0,1	0,4	0,16	0,06	15,0	5,3	0,8	46,4	1,5	0,3
seca	0-5	4,8	0,36	6,3	17,5	3,1	1,0	0,97	0,52	104,0	24,5	0,9	65,5	38,5	1,7
seca	5-10	4,7	0,29	4,6	15,8	1,9	1,0	0,87	0,51	72,5	7,5	0,9	61,5	27,8	0,8
seca	10-20	4,7	0,21	3,4	16,6	1,0	0,8	0,49	0,39	57,0	6,9	0,9	66,5	25,2	0,8
seca	20-30	4,7	0,18	3,0	16,6	0,9	0,7	0,47	0,34	52,5	6,4	0,8	61,7	23,6	0,7
seca	30-40	4,7	0,13	2,2	16,9	0,4	0,7	0,30	0,17	36,0	7,5	0,9	52,6	15,1	0,8
seca	40-50	4,8	0,10	1,6	16,8	0,2	0,4	0,22	0,16	23,0	7,5	0,9	65,5	5,5	0,3
seca	50-60	4,8	0,10	1,7	17,6	0,2	0,4	0,28	0,23	24,5	12,5	0,8	33,1	8,2	0,5
seca	60-70	4,9	0,08	1,3	17,3	0,1	0,2	0,37	0,13	24,0	12,4	0,8	25,0	8,6	0,6
seca	70-80	4,9	0,08	1,4	18,2	0,2	0,1	0,24	0,17	20,0	5,3	0,8	22,4	6,0	0,7
seca	80-90	4,9	0,08	1,5	18,5	0,2	0,2	0,27	0,08	23,0	5,3	0,9	24,2	6,2	0,6
seca	90-100	4,9	0,07	1,3	19,1	0,1	0,1	0,13	0,06	16,0	5,3	0,7	11,4	2,2	0,4

Tabela 8. Estoques dos principais elementos químicos nos solos (em kg ha⁻¹) das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Profundidades entre 0 e 100 cm. DA= densidade aparente do solo. Amostras coletadas em maio de 2001. Os cálculos são apresentados no Apêndice 1.

Comunidade	profundidade (cm)	DA (g/cm ³)	C	N	P	K (kg ha ⁻¹)	Ca	Mg	S
Úmida	0-5	0,41	21661,7	1366,7	1,01	13,5	8,9	2,6	10,3
Úmida	5-10	0,41	12805,7	854,2	0,81	11,5	7,8	1,4	3,3
Úmida	10-20	0,45	23520,0	1425,0	1,07	24,0	13,0	3,8	10,1
Úmida	20-30	0,55	18690,8	1255,8	0,73	18,7	12,4	3,8	6,8
Úmida	30-40	0,55	16701,7	1035,8	0,39	15,0	12,7	3,8	4,5
Úmida	40-50	0,55	15546,7	861,7	0,29	7,9	13,0	2,6	4,1
Úmida	50-60	0,70	17500,0	980,0	0,26	13,6	14,0	2,9	4,5
Úmida	60-70	0,70	15785,0	910,0	0,20	14,3	15,6	2,6	6,7
Úmida	70-80	0,70	12425,0	770,0	0,15	11,5	15,1	3,3	3,7
Úmida	80-90	0,70	12617,5	787,5	0,04	8,4	13,5	2,6	3,7
Úmida	90-100	0,70	9940,0	612,5	0,05	7,3	13,5	2,0	3,7
Úmida	0-100		177194,0	10859,2	4,97	145,9	139,7	31,3	61,5
intermediária	0-5	0,51	24526,8	1513,0	0,97	16,7	20,9	6,5	6,3
intermediária	5-10	0,51	14254,5	1032,8	0,83	16,4	16,0	6,1	8,2
intermediária	10-20	0,60	18940,0	1900,0	1,28	30,0	25,0	8,8	12,2
intermediária	20-30	0,63	22533,0	1512,0	0,75	23,9	20,1	6,7	7,8
intermediária	30-40	0,63	19950,0	1302,0	0,42	18,7	19,4	5,1	7,8
intermediária	40-50	0,63	15813,0	1029,0	0,27	16,2	17,5	5,1	6,0
intermediária	50-60	0,73	16911,7	1082,8	0,21	16,3	18,0	5,0	9,1
intermediária	60-70	0,73	15463,8	997,7	0,23	18,7	22,9	7,3	9,1
intermediária	70-80	0,73	14673,0	949,0	0,25	16,8	19,1	5,5	3,9
intermediária	80-90	0,73	11436,7	778,7	0,36	14,8	18,8	3,9	3,9
intermediária	90-100	0,73	11023,0	669,2	0,10	10,9	17,4	3,7	3,9
intermediária	0-100		185525,4	12766,1	5,68	199,5	215,1	63,6	78,1
seca	0-5	0,67	19117,3	1306,5	1,16	35,3	54,3	17,6	8,2
seca	5-10	0,67	16180,5	1027,3	0,97	26,5	48,6	17,4	2,5
seca	10-20	0,70	29423,3	1820,0	1,27	43,6	52,3	25,2	4,8
seca	20-30	0,70	26716,7	1645,0	1,26	41,8	50,7	21,9	5,7
seca	30-40	0,70	24208,3	1493,3	1,07	34,3	31,8	10,8	5,2
seca	40-50	0,70	11165,00	665,0	0,14	16,1	23,7	10,1	5,2
seca	50-60	0,75	12562,5	712,5	0,14	18,4	32,4	15,8	9,3
seca	60-70	0,75	9750,0	562,5	0,10	18,0	42,2	9,2	9,3
seca	70-80	0,75	10237,5	562,5	0,13	15,0	27,7	11,9	4,0
seca	80-90	0,75	11418,7	618,7	0,11	17,2	31,8	5,7	4,0
seca	90-100	0,75	10050,0	525,0	0,08	12,0	15,0	4,2	4,0
seca	0-100		180829,9	10938,4	6,44	278,2	410,6	149,9	67,3

Tabela 9. Caracterização física do solo das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Profundidades entre 0 e 100 cm. Amostras coletadas em maio de 2001.

comunidade	profundidade (cm)	Argila (%)	Silte (%)	areia grossa (%)	areia fina (%)	classificação
úmida	0-5	47,5	21,1	6,0	25,5	argiloso
úmida	5-10	56,4	19,3	3,3	21,1	argiloso
úmida	10-20	59,7	19,2	2,1	19,1	muito argiloso
úmida	20-30	62,8	16,4	1,9	18,9	muito argiloso
úmida	30-40	67,8	12,7	1,8	17,7	muito argiloso
úmida	40-50	68,6	12,4	1,8	17,1	muito argiloso
úmida	50-60	70,8	10,6	2,1	16,6	muito argiloso
úmida	60-70	74,4	8,9	2,3	14,6	muito argiloso
úmida	70-80	73,9	8,8	2,3	15,1	muito argiloso
úmida	80-90	74,5	8,6	2,3	14,7	muito argiloso
úmida	90-100	76,1	8,8	2,3	12,9	muito argiloso
intermediária	0-5	49,4	19,2	8,7	22,8	argiloso
intermediária	5-10	64,8	15,8	3,6	15,9	muito argiloso
intermediária	10-20	66,5	14,8	3,5	15,2	muito argiloso
intermediária	20-30	65,4	14,3	3,5	16,8	muito argiloso
intermediária	30-40	69,4	11,6	3,8	15,2	muito argiloso
intermediária	40-50	70,6	10,2	2,3	16,9	muito argiloso
intermediária	50-60	72,0	9,6	3,6	14,8	muito argiloso
intermediária	60-70	71,8	9,3	3,1	15,8	muito argiloso
intermediária	70-80	69,6	8,7	3,9	17,8	muito argiloso
intermediária	80-90	72,1	10,1	4,2	13,5	muito argiloso
intermediária	90-100	74,9	9,7	2,5	8,0	muito argiloso
seca	0-5	58,2	17,0	4,8	19,9	argiloso
seca	5-10	66,7	15,7	2,9	14,8	muito argiloso
seca	10-20	67,2	16,0	2,9	14,0	muito argiloso
seca	20-30	67,7	15,9	2,9	13,5	muito argiloso
seca	30-40	68,6	15,5	3,1	12,9	muito argiloso
seca	40-50	71,6	12,7	3,0	12,8	muito argiloso
seca	50-60	72,8	10,7	2,4	14,4	muito argiloso
seca	60-70	74,9	10,0	2,9	12,2	muito argiloso
seca	70-80	74,0	11,2	3,0	11,9	muito argiloso
seca	80-90	75,3	10,3	2,8	11,6	muito argiloso
Seca	90-100	74,7	9,3	2,8	13,2	muito argiloso

3.2. Concentração de nutrientes na deposição atmosférica

A concentração de nutrientes da deposição atmosférica apresentou relação inversa ao volume total de água de chuva coletado, isto é, quanto maior o volume coletado, menor a concentração de nutrientes. Isto pode ser verificado na relação entre o volume de água de chuva *versus* condutividade ($r = -0,54$ e $p = 0,01$) e volume de água de chuva *versus* pH ($r = -0,57$ e $p = 0,01$, correlação de Spearman).

Os valores de condutividade variaram entre $1,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (coleta de 1,8 litros em 30 de janeiro) a $75,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (coleta de 0,08 litros em 27 de setembro), com valores médios de $14,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ($\sigma = 19,3$). Os valores médios de pH foram 5,6 ($\sigma = 0,6$).

No período estudado, os maiores valores de concentração de nutrientes (não ponderada pelo volume) foram encontrados nas coletas das primeiras chuvas após a estação seca (Figuras 7 a 9). Esse padrão só não ocorreu para NO_3^- e SO_4^{2-} , cujas concentrações tiveram outros picos durante o ano, em maio, agosto e outubro (Figuras 7 e 8). A concentração de N_{total} apresentou valores inferiores a 1 mg L^{-1} na maioria das coletas e pico de $6,2 \text{ mg L}^{-1}$ na coleta de 27 de setembro. As concentrações de NH_4^+ , NO_3^- e $\text{N}_{\text{orgânico}}$ na maior parte do ano foram em torno de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (Figura 7).

As concentrações de K^+ variam em torno de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo = $2,5 \text{ mg L}^{-1}$) e as de Ca^{2+} em torno de $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo = $2,8 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 8). As concentrações de Mg^{2+} estiveram abaixo de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo = $0,9 \text{ mg L}^{-1}$), as de SO_4^{2-} estiveram em torno $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo = $1,2 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 8)

Durante a maior parte do ano as concentrações de $\text{C}_{\text{orgânico}}$, estiveram em torno de 2 mg L^{-1} (máximo = $10,2 \text{ mg L}^{-1}$), as de P_{total} em torno $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ com um pico de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ na coleta de 27 de setembro, as de Na^+ em torno de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo = $1,0 \text{ mg L}^{-1}$) e as de Cl^- abaixo de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo = $0,6 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 9).

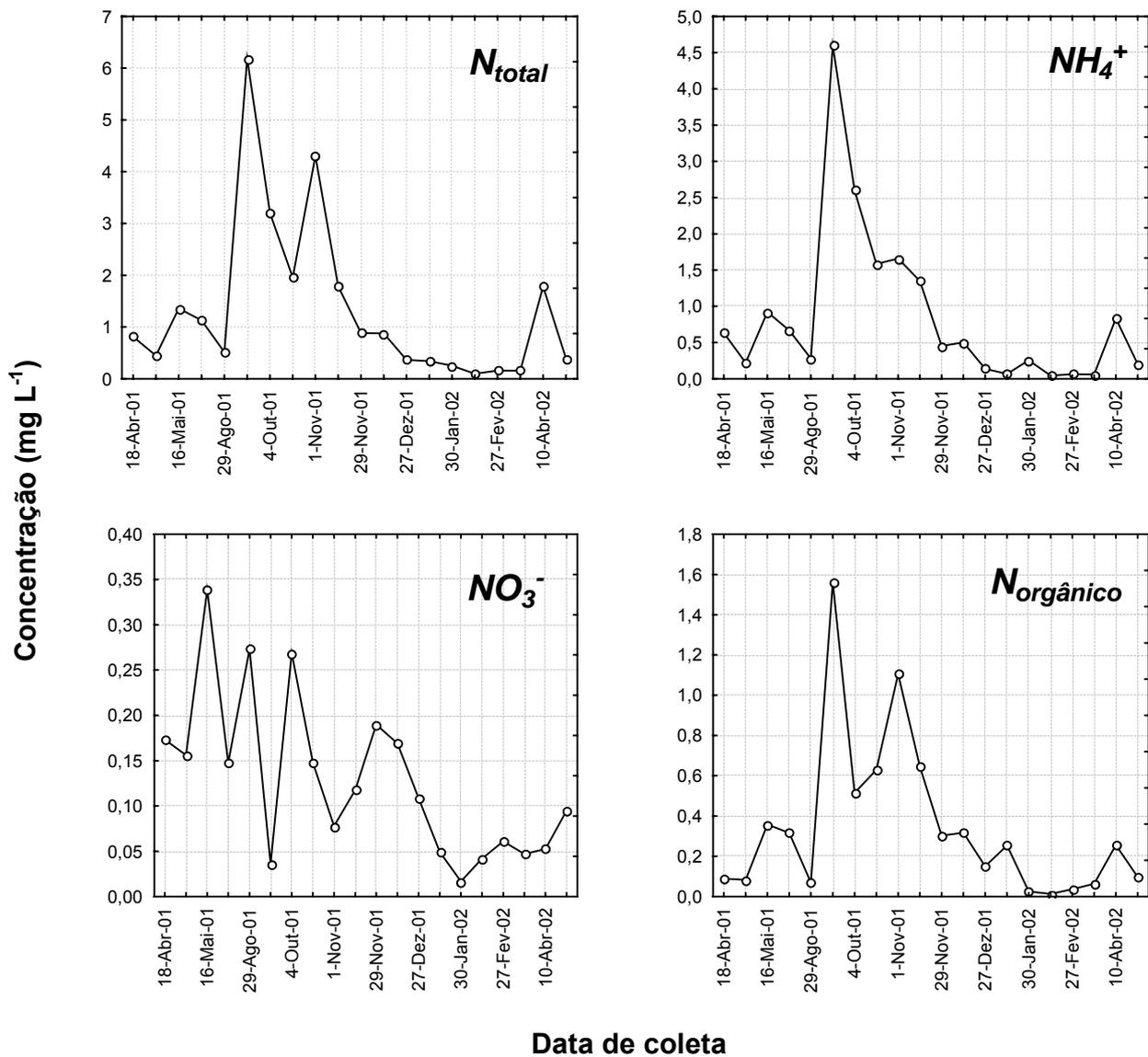


Figura 7. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de **deposição atmosférica**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

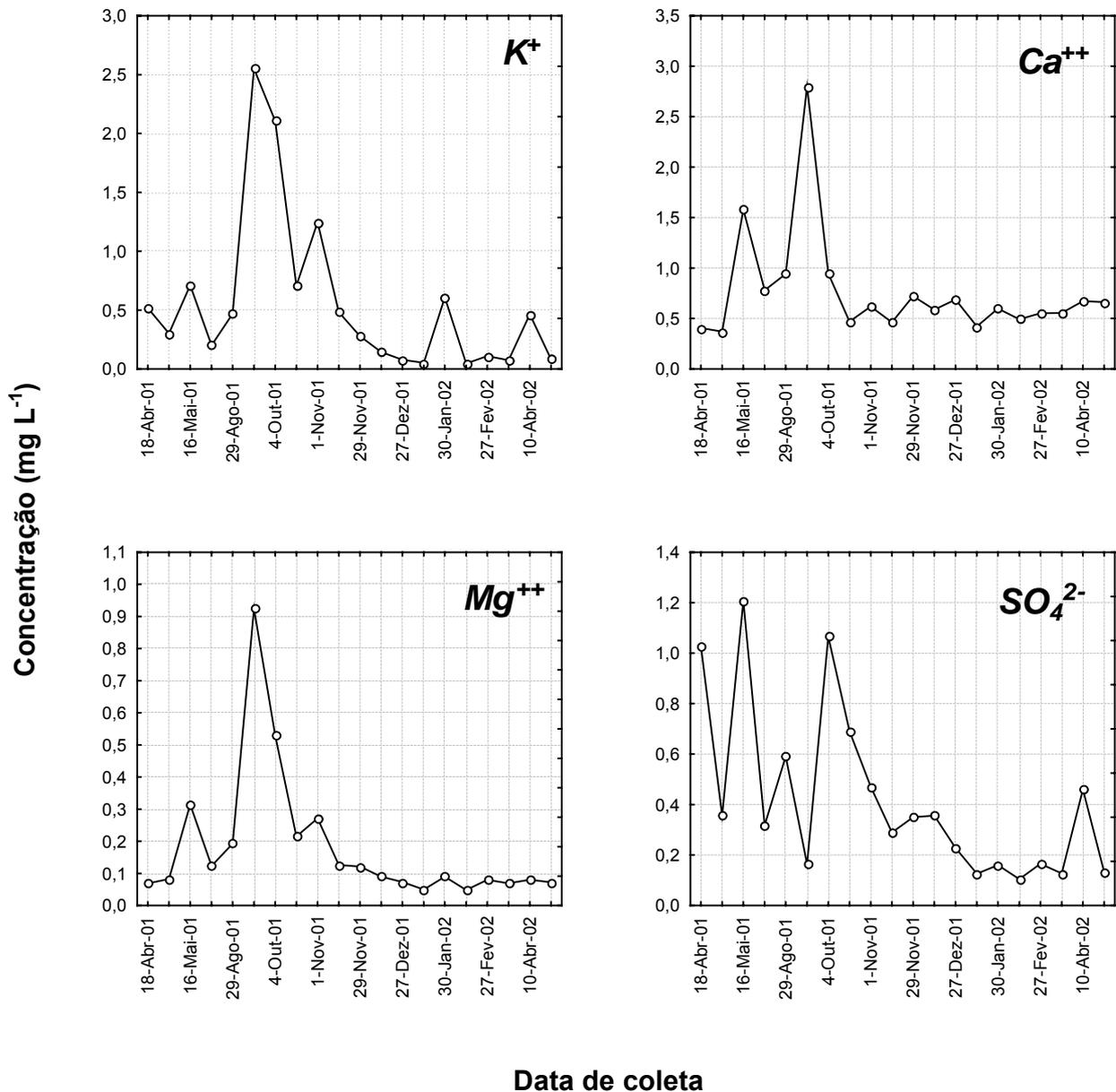


Figura 8. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de **deposição atmosférica**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

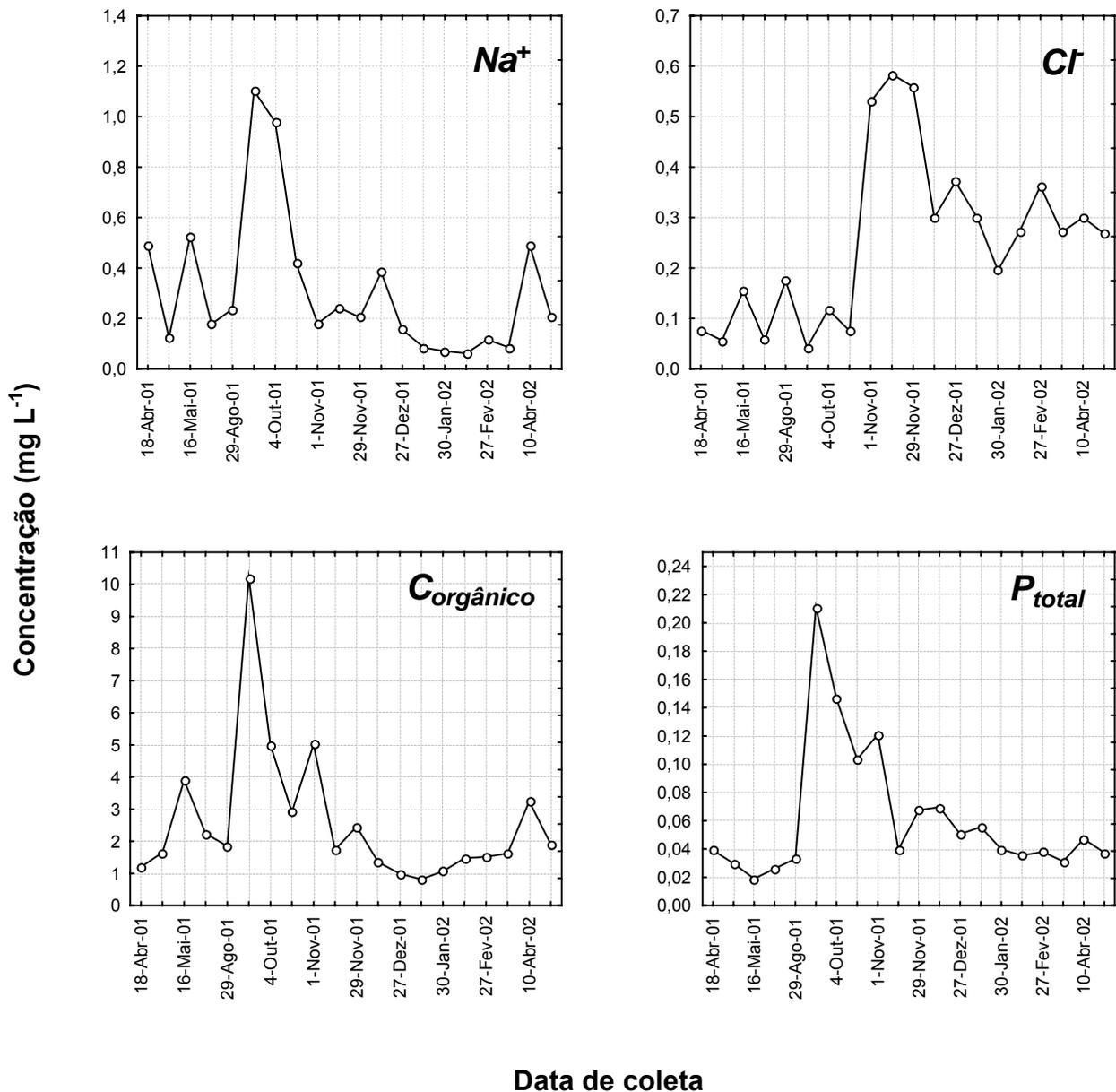


Figura 9. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de **deposição atmosférica**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

A concentração média anual de nutrientes por coletor é apresentada na Tabela 11 e Figuras 22 a 24. As concentrações estão ponderadas pelo volume coletado das soluções. Os elementos que apresentaram maiores concentrações foram: $C_{\text{orgânico}}$ ($1,7 \text{ mg L}^{-1}$), N_{total} ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$) e Ca^{2+} ($0,6 \text{ mg L}^{-1}$) e o elemento com menor concentração foi P_{total} ($0,06 \text{ mg L}^{-1}$). A concentração média de PO_4^{2-} no período entre 01 de novembro de 2001 a 27 de março de 2002, foi $0,036 \text{ mg L}^{-1}$, o que representa 67,2 % do P_{total} neste período. O valor médio da concentração de $P_{\text{orgânico}}$ foi $0,017 \text{ mg L}^{-1}$ (31,0 % do P_{total}).

Os valores das concentrações de nutrientes apresentaram-se na seguinte ordem: $C_{\text{orgânico}} > N_{\text{total}} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > P_{\text{total}}$ (Tabela 10).

Tabela 10. Concentração média de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$), por coletor, em amostras de **deposição atmosférica**. Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). As médias estão ponderadas pelo volume coletado, s = desvio padrão.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2	Coletor 3	Coletor 4	Coletor 5	Média	s
	$\mu\text{g L}^{-1}$						
$C_{\text{orgânico}}$	2158,6	1095,1	2056,0	692,7	2624,8	1725,4	801,5
N_{total}	1192,8	643,1	1018,5	692,7	1371,9	983,8	314,8
NH_4^+	717,8	436,3	649,5	455,8	776,4	607,2	153,9
NO_3^-	120,0	110,1	119,5	77,0	83,0	101,9	20,5
P_{total}	59,0	59,0	51,7	54,2	59,1	57,4	2,8
K^+	502,0	237,8	515,0	275,8	557,3	417,6	148,8
Ca^{++}	566,8	572,0	641,5	589,9	597,7	593,6	29,6
Mg^{++}	134,9	89,9	141,1	97,2	205,0	133,6	45,8
Na^+	164,7	146,1	293,0	173,5	399,6	235,4	108,5
Cl^-	354,4	262,5	379,8	274,2	309,4	316,1	50,5
SO_4^{2-}	356,0	239,8	346,7	229,1	396,8	313,6	74,8

3.3. Concentração de nutrientes na lixiviação de dossel

Na lixiviação de dossel, assim como na deposição atmosférica, também houve correlação negativa entre volume de água coletada e concentração de nutrientes, isto é, houve correlação entre o volume de lixiviado de dossel *versus* condutividade ($r = -0,44$ e $p < 0,05$) e lixiviado de dossel *versus* pH ($r = -0,47$ e $p < 0,05$, correlação de Spearman).

Os valores de condutividade variaram entre $4 \mu\text{S cm}^{-1}$ (coleta de 2,5 litros em 13 de fevereiro) a $168 \mu\text{S cm}^{-1}$ (coleta de 0,008 litros em 27 de setembro), com valores médios de $17,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($\sigma = 24,5$), $23,2 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($\sigma = 24,7$) e $35,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($\sigma = 40,4$) nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente. Os valores médios de pH foram 5,9 ($\sigma = 1,0$), 6,1 ($\sigma = 0,9$) e 6,3 ($\sigma = 1,0$) nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente.

No período estudado, os maiores valores de concentração de nutrientes (não ponderada pelo volume) foram encontrados nas coletas das primeiras chuvas após a estação seca (Figuras 10 a 13). Esse padrão só não ocorreu para as diferentes formas de P (P_{total} , $P_{\text{orgânico}}$ e PO_4^{2-}) cujas concentrações apresentaram vários picos durante o ano (Figura 11).

A concentração de N_{total} nas três comunidades apresentou valores em torno de 1 mg L^{-1} na maioria das coletas e pico de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ na comunidade seca (coleta de 27 de setembro). As concentrações de NH_4^+ na comunidade intermediária ($0,36 \text{ mg L}^{-1}$) foram maiores que na comunidade seca ($0,24 \text{ mg L}^{-1}$), mas as concentrações na comunidade úmida ($0,34 \text{ mg L}^{-1}$) foram semelhantes às da intermediária e da seca (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,005$). As concentrações de NO_3^- e $N_{\text{orgânico}}$ foram em média $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,4 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (Figura 10). As concentrações de $N_{\text{orgânico}}$ foram semelhantes entre as comunidades úmida e intermediária, entre a intermediária e a seca, mas diferentes entre a úmida e a seca (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,005$).

Os valores de concentração de P_{total} , estiveram em torno de $60 \mu\text{g L}^{-1}$ com um pico de $110 \mu\text{g L}^{-1}$ na comunidade intermediária. As concentrações de $P_{\text{orgânico}}$ na comunidade úmida ($21,1 \mu\text{g L}^{-1}$) foram maiores que na intermediária ($14,0 \mu\text{g L}^{-1}$) e seca ($16,1 \mu\text{g L}^{-1}$) (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,025$). Durante a maior parte do

ano as concentrações de $C_{\text{orgânico}}$, estiveram em torno de 8 mg L^{-1} (máximo= 55 mg L^{-1} na comunidade seca) (Figura 13).

As maiores concentrações de K^+ ocorreram na comunidade intermediária (máximo= 16 mg L^{-1}), e foram menores na comunidade úmida ($2,4 \text{ mg L}^{-1}$) em relação à intermediária ($3,4 \text{ mg L}^{-1}$) e seca ($4,2 \text{ mg L}^{-1}$) (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,025$) (Figura 12). As concentrações de Ca^{2+} também foram menores na comunidade úmida ($1,1 \text{ mg L}^{-1}$) em relação à intermediária ($1,35 \text{ mg L}^{-1}$) e esta em relação à seca ($1,7 \text{ mg L}^{-1}$) (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$) (Figura 12). As concentrações de Mg^{2+} estiveram abaixo de 1 mg L^{-1} (máximo= $4,5 \text{ mg L}^{-1}$) e foram menores na comunidade úmida ($0,61 \text{ mg L}^{-1}$) em relação à intermediária ($0,84 \text{ mg L}^{-1}$) e esta em relação à seca ($0,98 \text{ mg L}^{-1}$) (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,025$). As de SO_4^{2-} diferiram entre a comunidade úmida ($0,48 \text{ mg L}^{-1}$) e intermediária ($0,55 \text{ mg L}^{-1}$) (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,025$) (Figura 12). As concentrações de Na^+ foram em média $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,9 \text{ mg L}^{-1}$) e as de Cl^- foram maiores comunidade úmida ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$) em relação à intermediária ($1,7 \text{ mg L}^{-1}$) (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$) (Figura 13).

Os dados de concentração média anual de nutrientes no lixiviado de dossel, por coletor, e por comunidade, estão apresentados na Tabela 11 e Figuras 22 a 24. As concentrações estão ponderadas pelo volume coletado das soluções. Nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente, os elementos que apresentaram maiores concentrações foram: $C_{\text{orgânico}}$ ($4,7$; $5,9$ e $9,6 \text{ mg L}^{-1}$), K^+ ($1,4$, $2,4$ e $3,0 \text{ mg L}^{-1}$) e Ca^{++} ($0,8$, $1,1$ e $1,3 \text{ mg L}^{-1}$). O elemento com menor concentração foi P ($54,6$; $56,6$ e $54,2 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$).

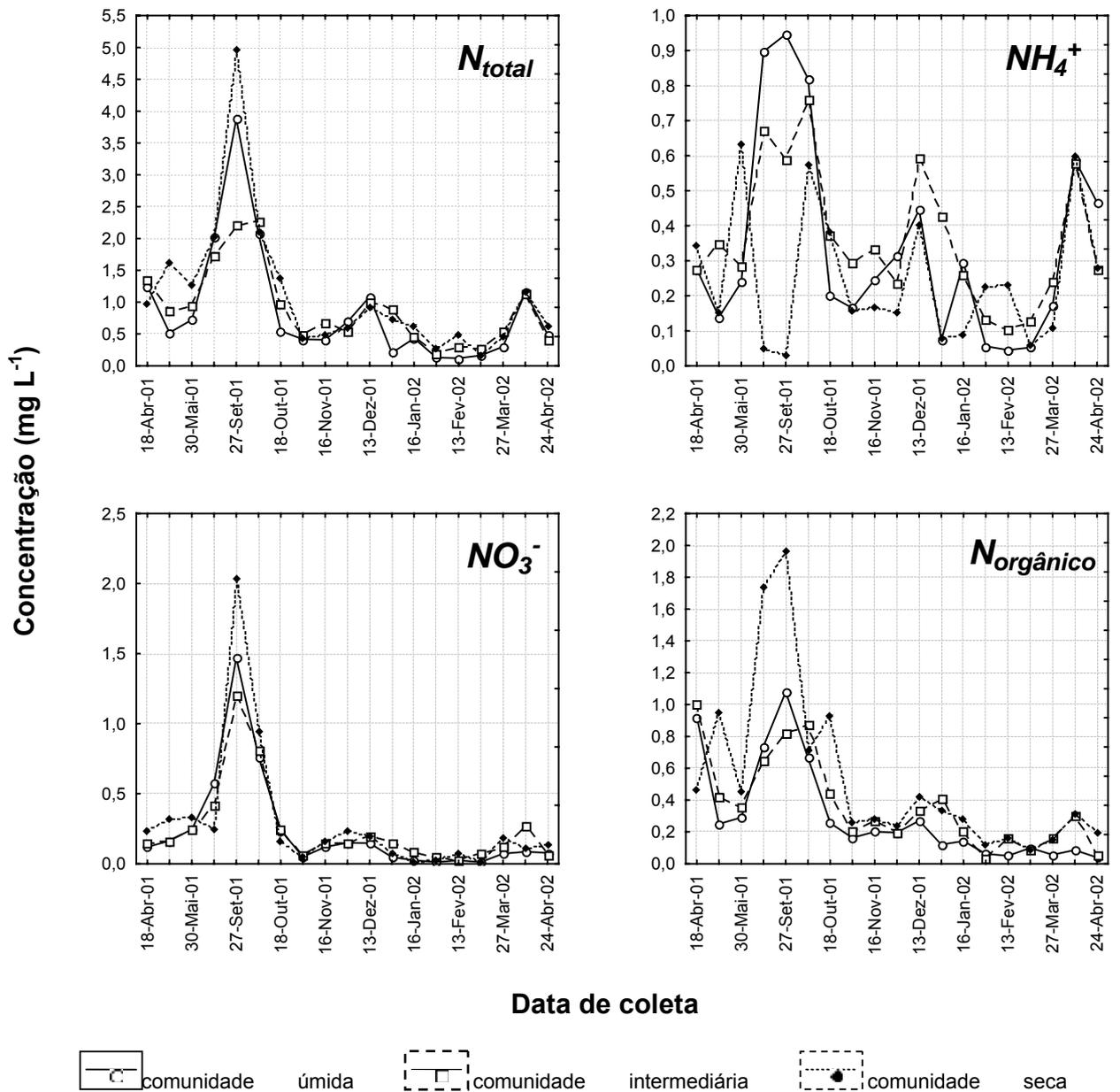


Figura 10. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de dossel**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

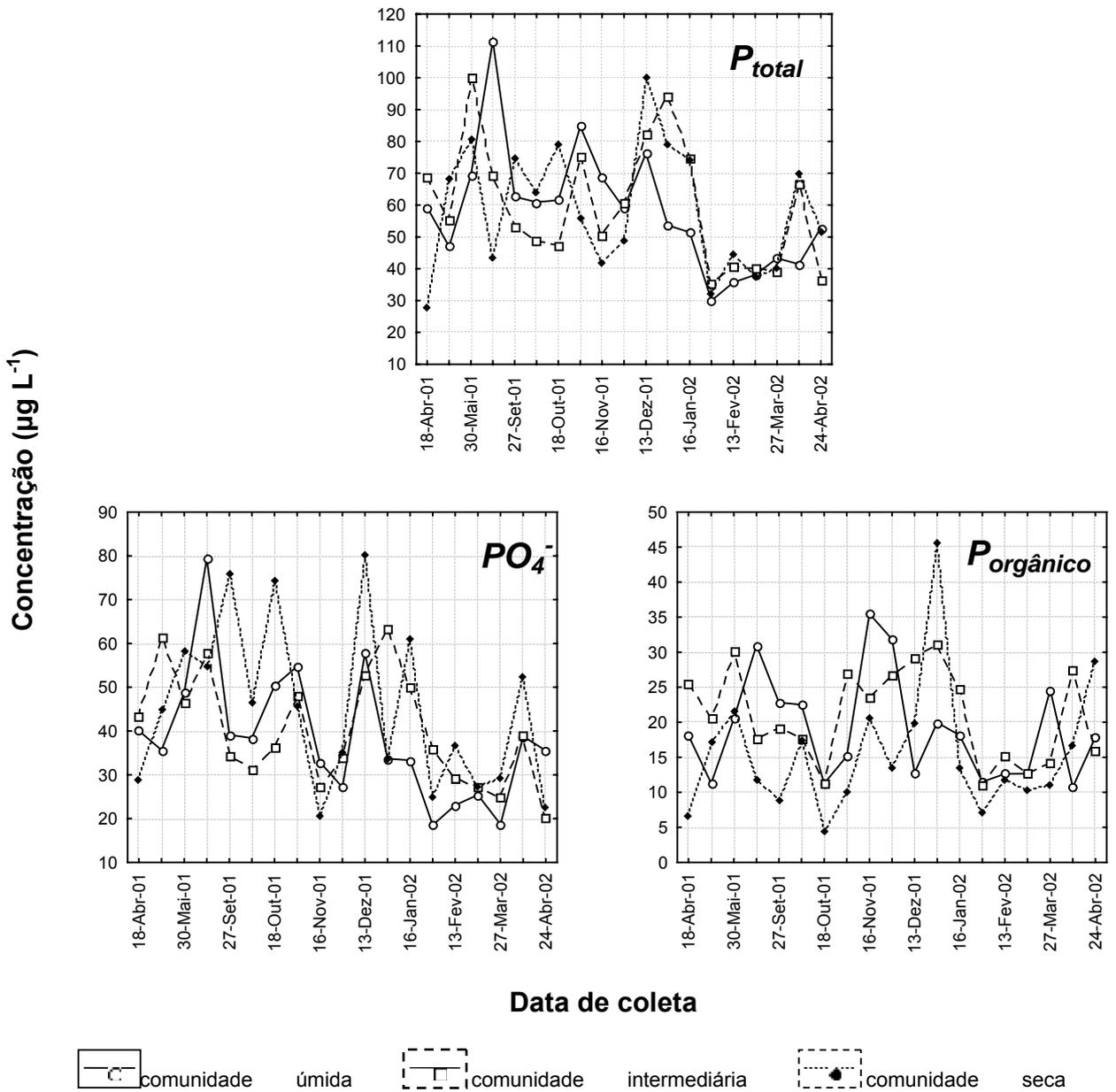


Figura 11. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de dossel**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

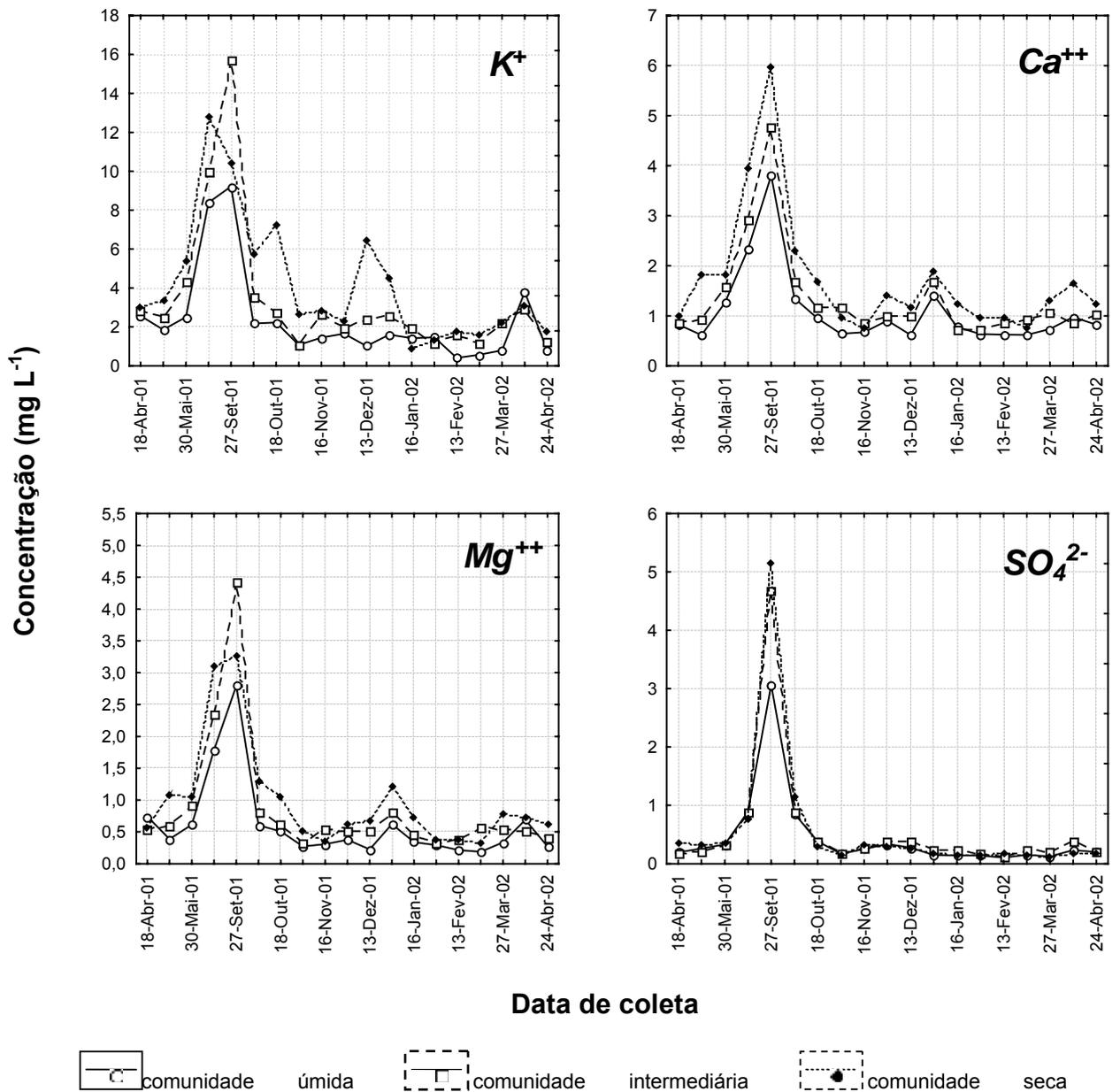


Figura 12. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de dossel**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

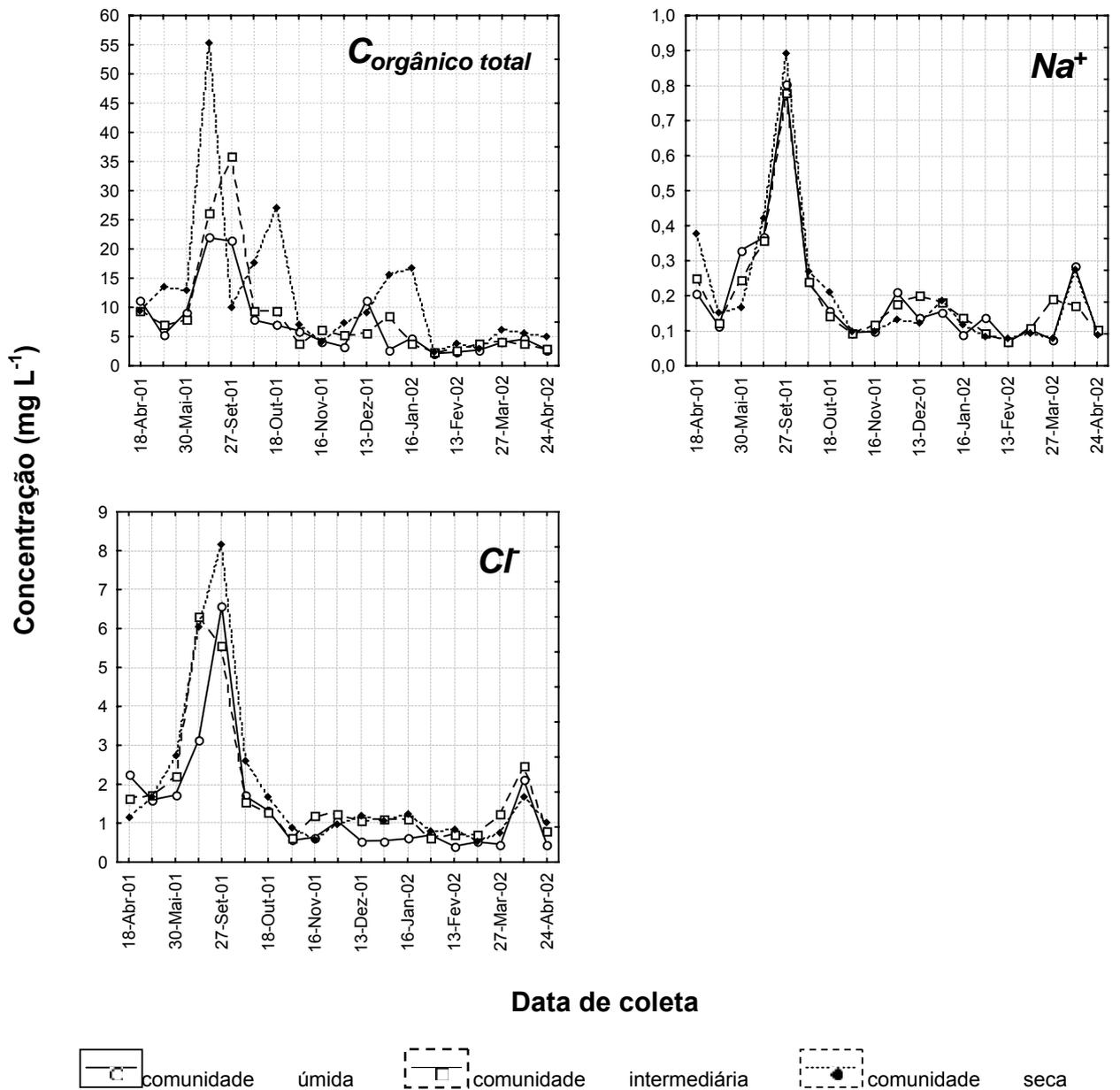


Figura 13. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de dossel**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Tabela 11. Concentração média anual de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$), por coletor, em amostras de **lixiviação de dossel** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). As médias estão ponderadas pelo volume coletado, s = desvio padrão.

Comun./ nutriente	úmida	úmida	úmida	Média	s	interm.	interm.	interm.	Média	s	seca	seca	seca	Média	s
$\mu\text{g L}^{-1}$															
C _{orgânico}	4583,5	3481,5	6004,5	4689,8	1264,9	5544,8	5886,6	6409,4	5947,0	435,4	15945,5	4637,0	8205,6	9596,0	5781,1
N _{total}	492,0	453,0	522,4	489,1	34,8	622,8	727,9	845,6	732,1	111,5	940,5	567,2	628,6	712,1	200,2
NH ₄ ⁺	240,9	193,7	243,1	225,9	27,9	274,5	331,5	357,5	321,2	42,4	229,8	229,4	166,8	208,7	36,2
NO ₃ ⁻	110,9	124,7	131,8	122,5	10,6	155,0	187,4	192,2	178,2	20,2	115,3	138,2	243,2	165,5	68,2
N _{orgânico}	183,6	163,7	167,1	171,4	10,7	255,6	263,2	358,8	292,5	57,5	514,3	231,6	240,0	328,7	160,9
P _{total}	60,5	47,9	55,5	54,6	6,3	53,6	56,2	60,0	56,6	3,2	64,6	48,4	49,5	54,2	9,1
PO ₄ ⁻	42,1	28,6	29,8	33,5	7,5	36,5	43,3	46,5	42,1	5,1	48,6	33,2	32,5	38,1	9,1
P _{orgânico}	18,4	19,3	25,7	21,1	4,0	17,2	11,3	13,5	14,0	3,0	16,1	15,3	17,0	16,1	0,9
K ⁺	1409,1	1229,5	1510,2	1382,9	142,2	2524,4	1936,2	2691,1	2383,9	396,5	4915,0	1804,9	2283,7	3001,2	1674,6
Ca ⁺⁺	792,4	807,0	849,7	816,4	29,8	1063,4	1022,6	1252,0	1112,7	122,4	1504,8	1000,3	1352,0	1285,7	258,7
Mg ⁺⁺	392,0	321,9	390,6	368,2	40,1	565,0	534,1	689,3	596,1	82,2	969,4	452,0	682,1	701,2	259,2
Na ⁺	115,6	133,6	132,6	127,3	10,1	146,8	170,6	142,9	153,4	15,0	121,4	115,4	143,6	126,8	14,8
Cl ⁻	847,2	633,5	771,4	750,7	108,3	1274,1	1089,1	1289,2	1217,4	111,4	1496,4	952,3	1058,0	1168,9	288,5
SO ₄ ²⁻	231,0	252,2	231,3	238,2	12,2	297,9	320,7	308,1	308,9	11,4	269,8	240,2	299,0	269,7	29,4

3.4. Concentração de nutrientes na lixiviação da serapilheira

Na lixiviação da serapilheira, houve baixa correlação negativa entre volume de água coletada e condutividade ($r = -0,28$ e $p < 0,05$, correlação de Spearman). Portanto, ao contrário da deposição atmosférica e lixiviação de dossel, na lixiviação da serapilheira as coletas correspondentes às primeiras chuvas após a estação seca não são necessariamente as que possuem as maiores concentrações de nutrientes.

Os valores de condutividade variaram entre $12 \mu\text{S cm}^{-1}$ (coleta de 2,6 litros em 27 de dezembro) a $135 \mu\text{S cm}^{-1}$ (coleta de 0,84 litros em 18 de setembro), com valores médios de $36,4 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($\sigma = 22,9$), $48,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($\sigma = 29,4$) e $70,2 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($\sigma = 44,7$) nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente. A condutividade difere entre as três comunidades (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,01$). Os valores médios de pH foram 5,2 ($\sigma = 0,6$), 5,5 ($\sigma = 0,8$) e 6,2 ($\sigma = 0,5$) nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente. O pH também diferiu entre as três comunidades (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,01$).

Os valores de concentração de nutrientes (não ponderada pelo volume) na lixiviação da serapilheira são apresentados nas Figuras 14 a 17. O padrão para a maioria de nutrientes é de vários picos de concentração ao longo do período estudado.

A concentração de N_{total} nas três comunidades apresentou valores em torno de $1,8 \text{ mg L}^{-1}$ na maioria das coletas e pico de $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ na comunidade seca. As concentrações de NH_4^+ da comunidade seca (média = $0,4 \text{ mg L}^{-1}$) diferiram ($p < 0,05$) das comunidades úmida e intermediária (média = $0,9$ e $0,6 \text{ mg L}^{-1}$) (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$). As concentrações de NO_3^- e $N_{\text{orgânico}}$ foram em média $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,9 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, nas três comunidades (Figura 14).

A maioria dos valores de concentração de P_{total} , foram inferiores a $90 \mu\text{g L}^{-1}$ com um pico de $144 \mu\text{g L}^{-1}$ na comunidade intermediária. As concentrações de PO_4^{2-} e $P_{\text{orgânico}}$ foram em média, 58 e $17 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 15). As concentrações de $C_{\text{orgânico}}$, variaram entre 9 a 61 mg L^{-1} , com média de $29,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 17).

As concentrações de K^+ foram em média 6 mg L^{-1} (máximo = 19 mg L^{-1}). As concentrações de Ca^{2+} ($1,5$; $2,6$ e 6 mg L^{-1}) e Mg^{2+} ($1,3$; $1,8$ e $2,8 \text{ mg L}^{-1}$) foram

diferentes entre as comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,001$) (Figura 16). As concentrações de SO_4^{2-} foram em média menores que $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $1,9 \text{ mg L}^{-1}$); na comunidade úmida foram maiores que na intermediária e iguais às da comunidade seca, assim como, são iguais as concentrações de SO_4^{2-} entre as comunidades intermediária e seca (teste Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$) (Figura 16). As concentrações de Na^+ são em média $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,6 \text{ mg L}^{-1}$) e as de Cl^- são em média 4 mg L^{-1} (máximo= 15 mg L^{-1}) (Figura 17).

Os dados de concentração média anual de nutrientes no lixiviado de serapilheira, por coletor, e por comunidade, estão apresentados na Tabela 13 e Figuras 22 a 24. As concentrações estão ponderadas pelo volume coletado das soluções. Nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente, os elementos que apresentaram maiores concentrações foram: $\text{C}_{\text{orgânico}}$ (26; 25,5 e $24,5 \text{ mg L}^{-1}$), K^+ (3,3; 4,5 e $6,2 \text{ mg L}^{-1}$), Ca^{2+} (1,4; 2,4 e $4,9 \text{ mg L}^{-1}$) e Cl^- (1,6; 2,2 e $2,4 \text{ mg L}^{-1}$) e o elemento com menores concentrações foi P_{total} (65,6; 64,7 e $64,3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), e suas formas $\text{P}_{\text{orgânico}}$ (18,2; 16,9; e $14,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) e PO_4^{2-} (47,4; 47,8 e $49,6 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$).

Os valores das concentrações de nutrientes apresentaram-se na seguinte ordem: $\text{C}_{\text{orgânico}} > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{N}_{\text{total}} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{P}_{\text{total}}$ (Tabela 12).

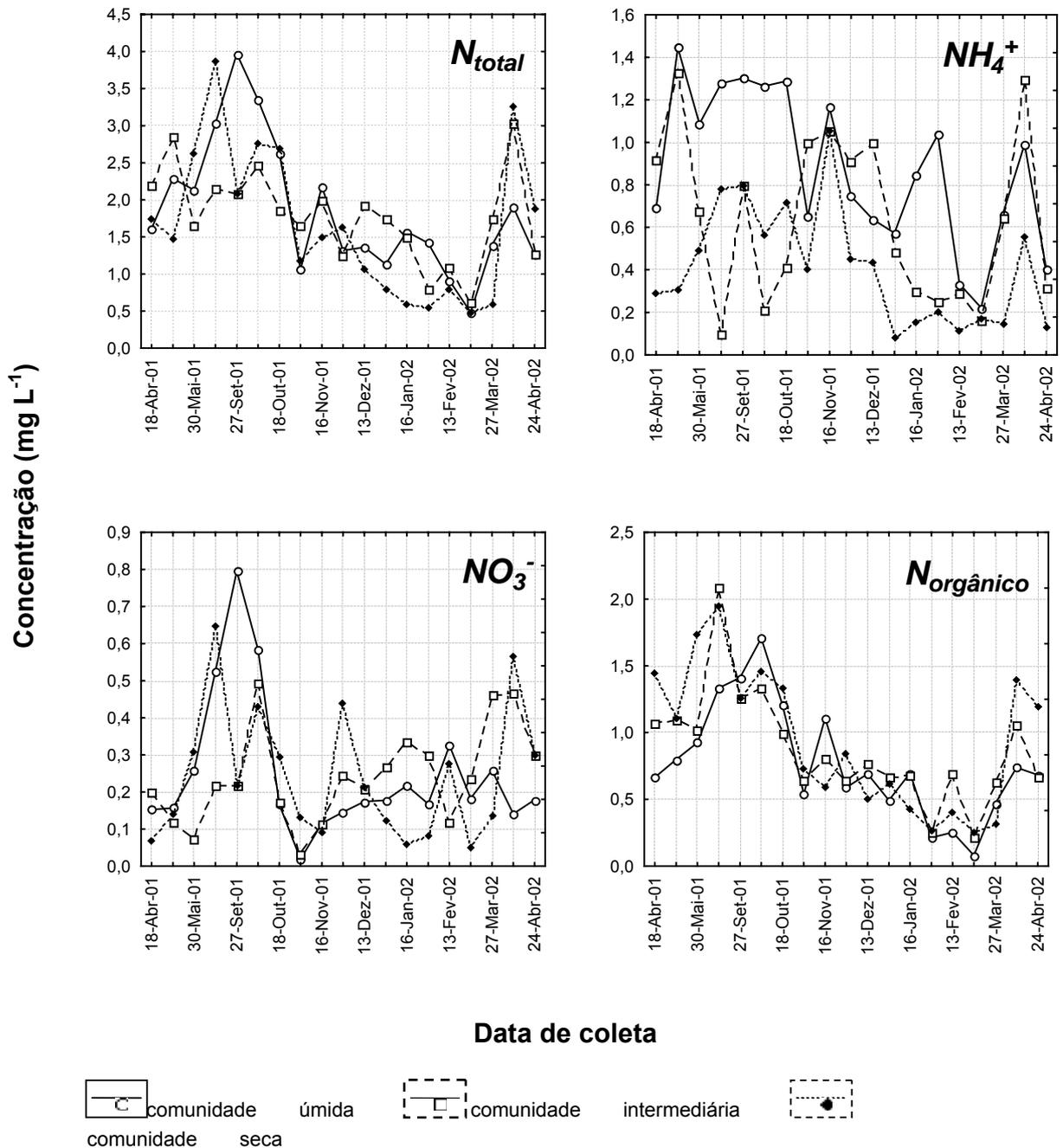


Figura 14. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de serapilheira**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

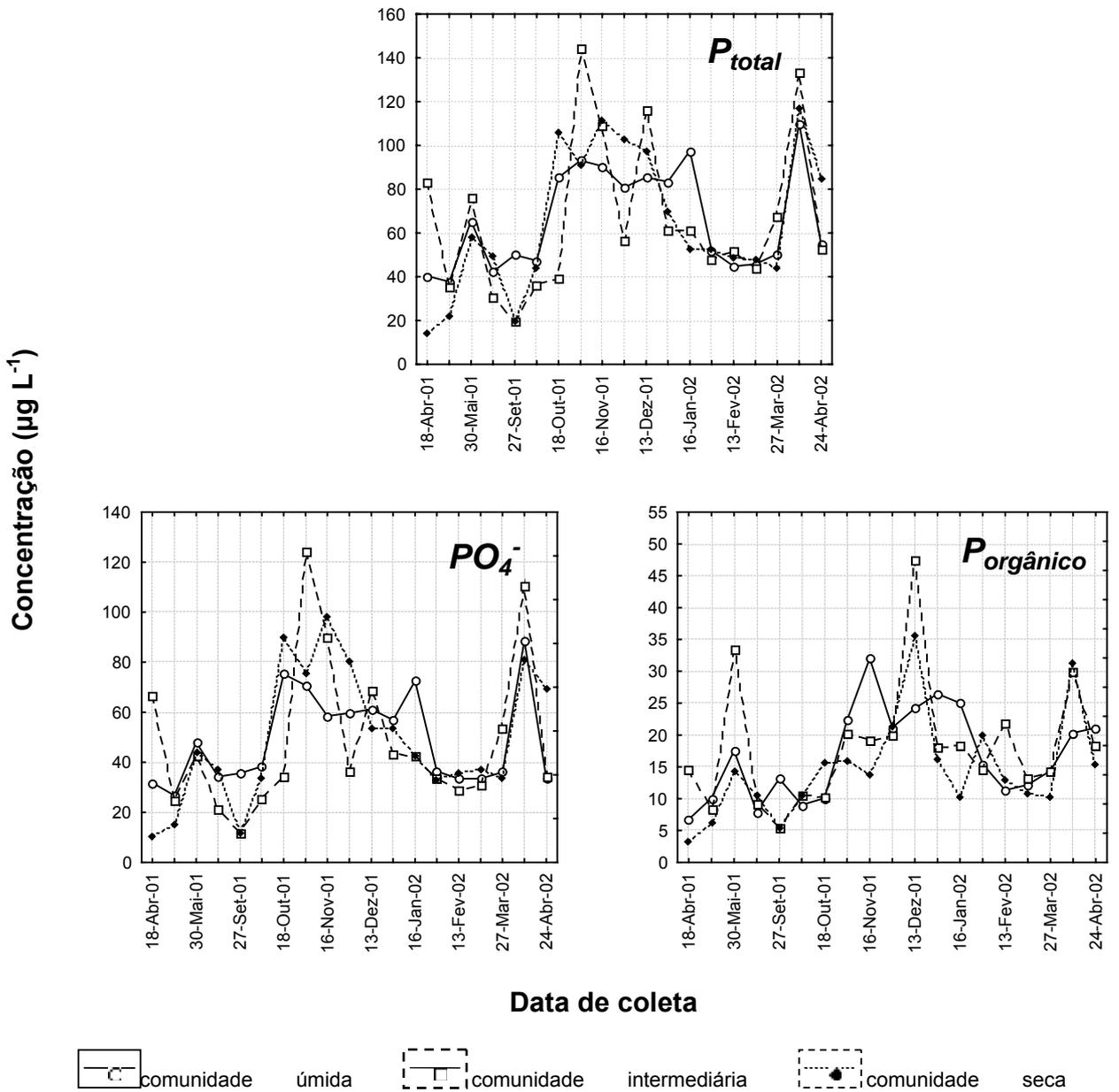


Figura 15. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de serapilheira**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

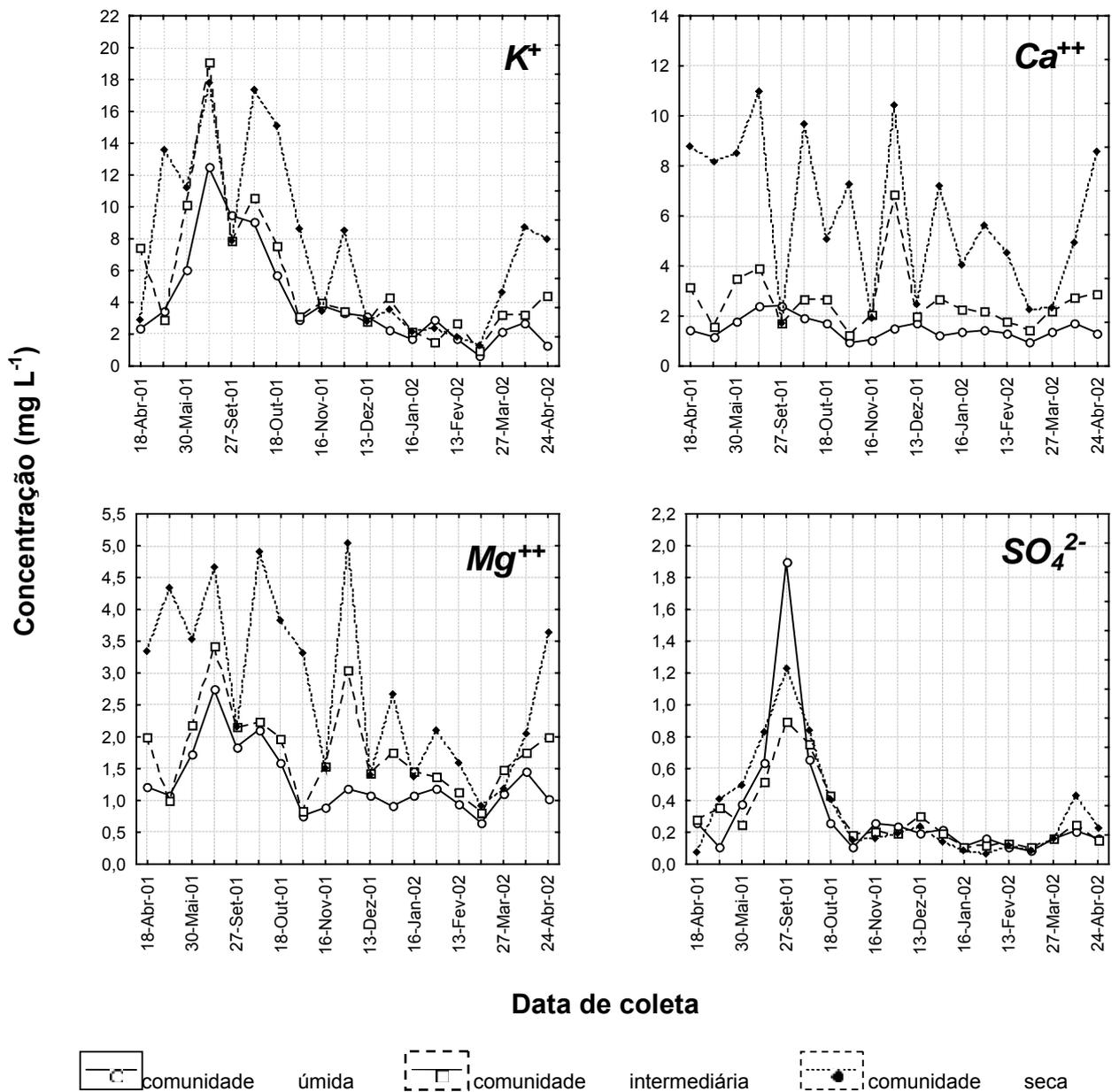


Figura 16. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de serapilheira**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

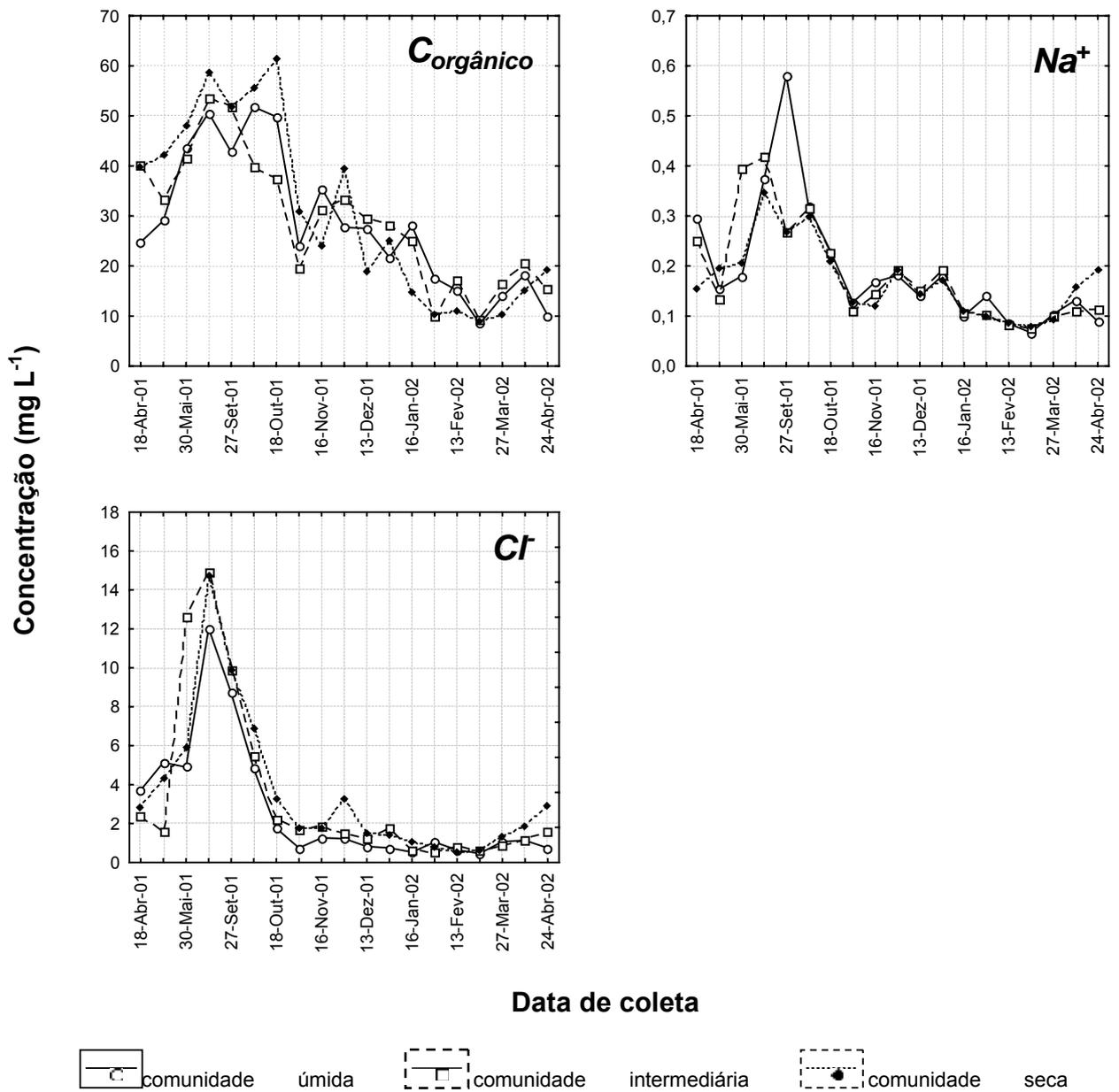


Figura 17. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **lixiviação de serapilheira**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Tabela 12. Concentração média de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$), por coletor, em amostras de **lixiviação de serapilheira** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). As médias estão ponderadas pelo volume coletado, s= desvio padrão.

Comun./ nutriente	úmida	úmida	úmida	Média	s	interm.	interm.	interm.	Média	s	seca	seca	seca	Média	s
$\mu\text{g L}^{-1}$															
C _{orgânico}	32888,3	24067,5	22364,4	26440,1	5648,9	25984,9	28529,6	21989,0	25501,2	3297,0	29293,5	19956,7	24373,1	24541,1	4670,7
N _{total}	1656,4	1787,6	1365,1	1603,0	216,3	2237,2	1375,4	1226,6	1613,1	545,6	1450,3	1368,5	914,4	1244,4	288,7
NH ₄ ⁺	1008,1	657,9	632,9	766,3	209,8	689,7	364,2	454,8	502,9	168,0	339,6	270,9	308,1	306,2	34,4
NO ₃ ⁻	133,7	456,9	151,8	247,5	181,6	317,8	157,4	249,6	241,6	80,5	166,3	316,8	126,3	203,1	100,5
N _{orgânico}	639,5	776,5	709,4	708,5	68,5	1222,8	900,1	732,8	951,9	249,1	1031,9	754,9	545,2	777,3	244,1
P _{total}	81,2	61,3	54,3	65,6	14,0	60,1	57,5	76,6	64,7	10,4	72,6	58,7	61,5	64,3	7,4
PO ₄ ⁻	59,2	43,7	39,5	47,4	10,4	39,2	47,7	56,7	47,8	8,8	60,0	38,5	50,4	49,6	10,8
P _{orgânico}	22,1	17,6	14,8	18,2	3,7	20,9	9,8	19,9	16,9	6,2	12,6	20,3	11,2	14,7	4,9
K ⁺	2917,0	3807,8	3207,1	3310,6	454,3	3487,2	4455,1	5691,3	4544,5	1104,8	10940,9	3419,7	4383,3	6248,0	4092,6
Ca ⁺⁺	1177,9	1359,9	1544,6	1360,8	183,4	2459,1	2001,1	2789,9	2416,7	396,1	2471,0	4235,8	7908,7	4871,8	2774,1
Mg ⁺⁺	1114,6	1175,3	1137,6	1142,5	30,6	1533,3	1507,0	1790,3	1610,2	156,5	2015,3	1829,8	2929,7	2258,2	588,8
Na ⁺	133,9	152,8	173,6	153,4	19,9	137,1	170,1	162,4	156,5	17,2	152,3	132,8	152,9	146,0	11,4
Cl ⁻	1903,8	1427,0	1617,3	1649,4	240,0	1419,8	2504,2	2778,9	2234,3	718,6	3286,9	1622,0	2352,3	2420,4	834,5
SO ₄ ²⁻	84,1	346,0	244,1	224,7	132,0	255,2	195,0	260,2	236,8	36,3	370,7	169,8	216,1	252,2	105,2

3.5. Concentração de nutrientes na solução do solo

Os valores de concentração de nutrientes na solução do solo não apresentaram grande variação ao longo do período estudado (Figuras 18 a 21). Os valores médios de condutividade foram $5,7 \mu\text{S}$ ($\sigma = 1,7$) e os de pH foram $5,0$ ($\sigma = 0,2$).

A concentração de N_{total} apresentou valores em torno de $0,09 \text{ mg L}^{-1}$ na maioria das coletas e pico de $0,21 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 18). As concentrações de NH_4^+ foram em média $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,05 \text{ mg L}^{-1}$) e as de $C_{\text{orgânico}}$, em média $1,15 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $3,1 \text{ mg L}^{-1}$). As concentrações de SO_4^{2-} foram em média menores que $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,06 \text{ mg L}^{-1}$). A concentração de P_{total} , foi em média $30 \mu\text{g L}^{-1}$ (máximo= $90 \mu\text{g L}^{-1}$). As concentrações de PO_4^{2-} e $P_{\text{orgânico}}$ foram em média 20 e $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 19).

As concentrações de K^+ foram em média $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,27 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 20). As concentrações médias de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $1,4 \text{ mg L}^{-1}$) e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,17 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 20).

As concentrações de Na^+ foram em média $0,24 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,33 \text{ mg L}^{-1}$) e as de Cl^- em média $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,6 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 21).

Os dados de concentração média anual de nutrientes da solução do solo na comunidade úmida, estão apresentados na Tabela 14 e Figuras 22 a 24. As concentrações estão ponderadas pelo volume coletado das soluções. Os elementos que apresentaram maiores concentrações foram: $C_{\text{orgânico}}$ ($1,2 \text{ mg L}^{-1}$), Ca^{2+} ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$) e Cl^- ($0,4 \text{ mg L}^{-1}$) e o elemento com menor concentração foi P_{total} ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$).

Os valores das concentrações de nutrientes apresentaram-se na seguinte ordem: $C_{\text{orgânico}} > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > N_{\text{total}} > \text{K}^+ > \text{SO}_4^{2-} > P_{\text{total}}$ (Tabela 14).

3.6. Concentração de nutrientes na água do córrego

Os valores de concentração de nutrientes na água do córrego também apresentam pouca variação ao longo do período estudado (Figuras 18 a 21). Os valores médios de condutividade foram $3,1 \mu\text{S}$ ($\sigma = 1,2$) e os de pH foram $5,2$ ($\sigma = 0,3$).

A concentração de N_{total} apresentou valores em torno de $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ na maioria das coletas e pico de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ (coleta de 11 de julho) (Figura 18). As

concentrações de NH_4^+ foram em média $0,03 \text{ mg L}^{-1}$. As concentrações de $\text{C}_{\text{orgânico}}$, variaram entre $0,2$ a $2,8 \text{ mg L}^{-1}$, com média de $1,2 \text{ mg L}^{-1}$. As concentrações de SO_4^{2-} foram em média menores que $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,04 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 18). A maioria dos valores de concentração de P_{total} , foram inferiores a $40 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ com um pico de $188 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 19).

As concentrações de K^+ foram em média $0,09 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,24 \text{ mg L}^{-1}$). As concentrações médias de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $1,3 \text{ mg L}^{-1}$) e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,35 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 20).

As concentrações de Na^+ foram em média $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,27 \text{ mg L}^{-1}$) e as de Cl^- em média $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo= $0,56 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 21).

Os dados de concentração média anual de nutrientes na água do córrego, ponderados pelo volume coletado (280 ml), estão apresentados na Tabela 14 e Figuras 22 a 24. Os elementos que apresentaram maiores concentrações foram: $\text{C}_{\text{orgânico}}$ ($1,2 \text{ mg L}^{-1}$), Ca^{2+} ($0,4 \text{ mg L}^{-1}$) e Cl^- ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) e o elemento com menor concentração foi SO_4^{2-} ($0,02 \text{ mg L}^{-1}$).

Os valores das concentrações de nutrientes apresentaram-se na seguinte ordem: $\text{C}_{\text{orgânico}} > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{N}_{\text{total}} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{P}_{\text{total}} > \text{SO}_4^{2-}$ (Tabela 13).

A concentração de nutrientes na água do córrego em relação à entrada de nutrientes pela deposição atmosférica mostra que a variação líquida de nutrientes é positiva, isto é não está ocorrendo perda de nutrientes para outros sistemas.

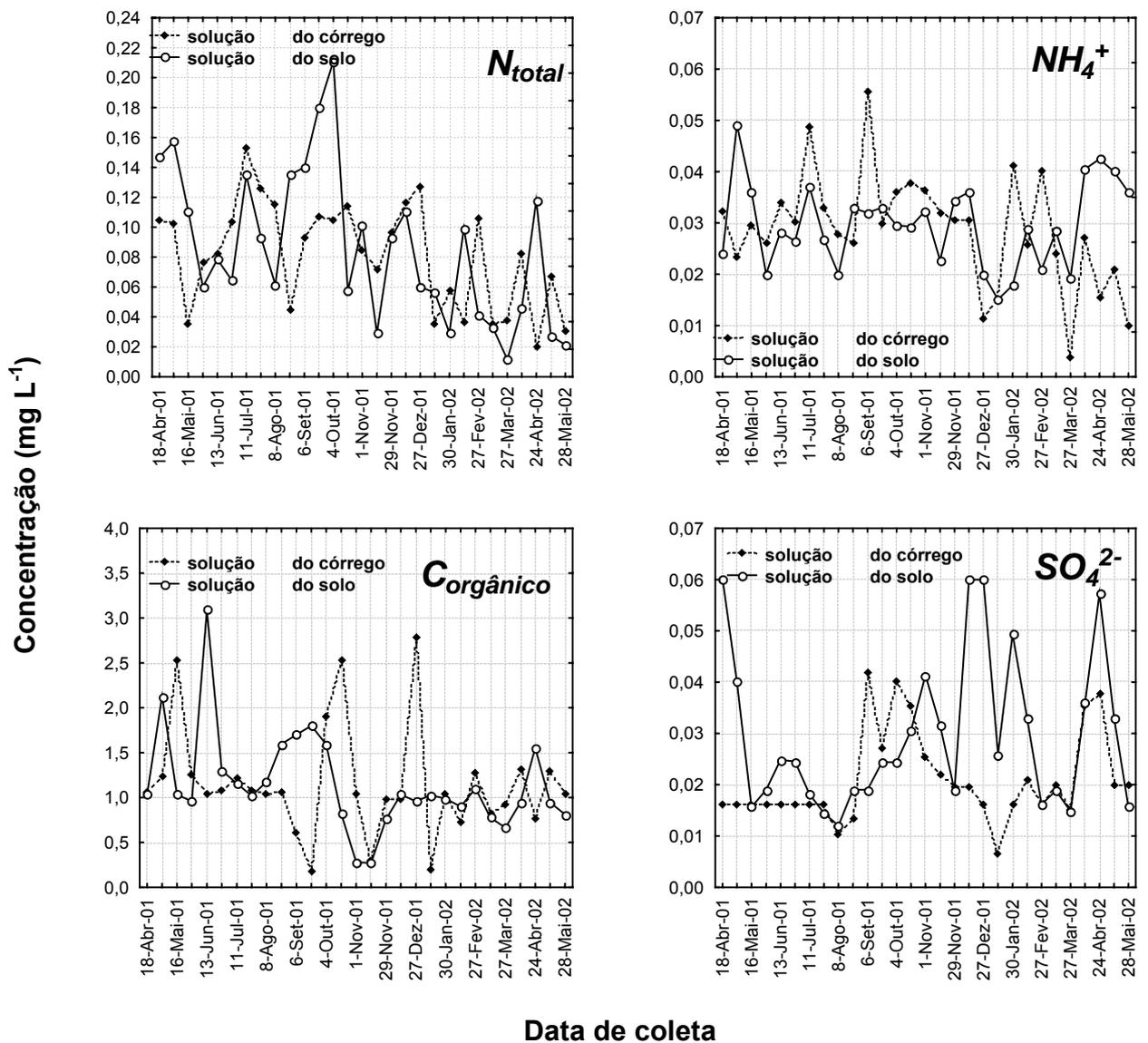


Figura 18. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **solução do solo** (50 cm profundidade) e **água do córrego**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

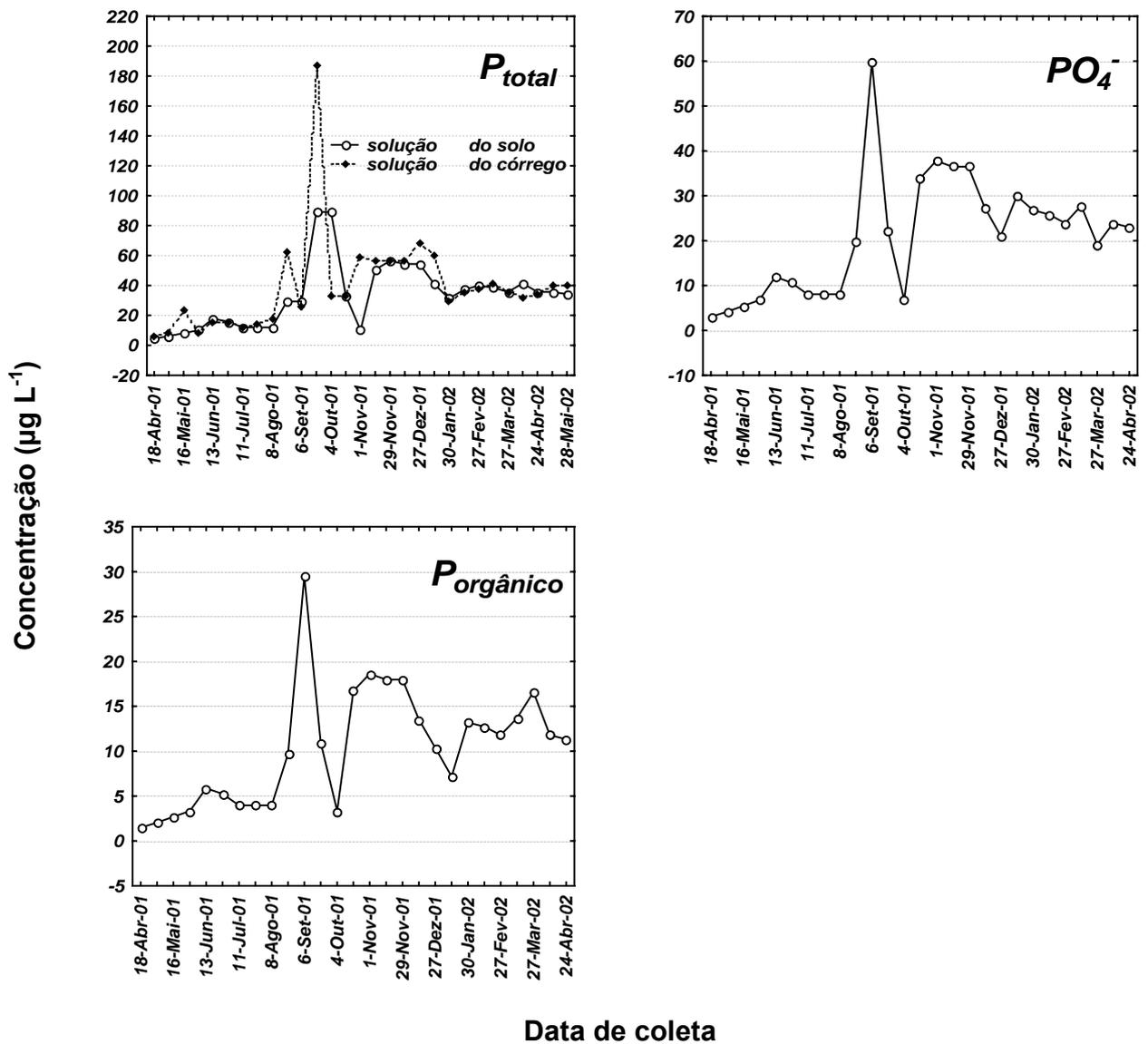


Figura 19. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **solução do solo** (50 cm profundidade) e **água do córrego**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

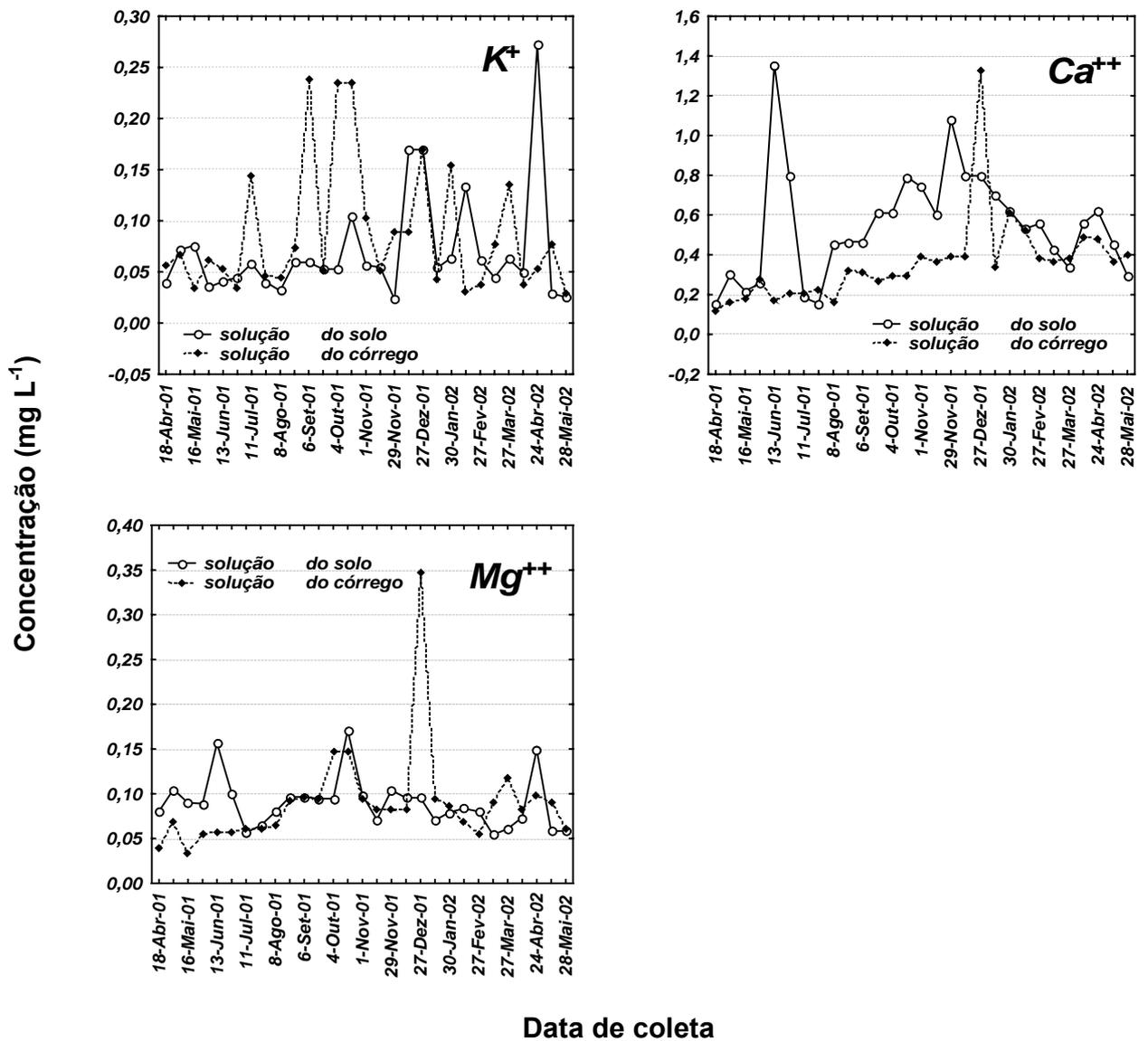


Figura 20. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **solução do solo** (50 cm profundidade) e **água do córrego**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

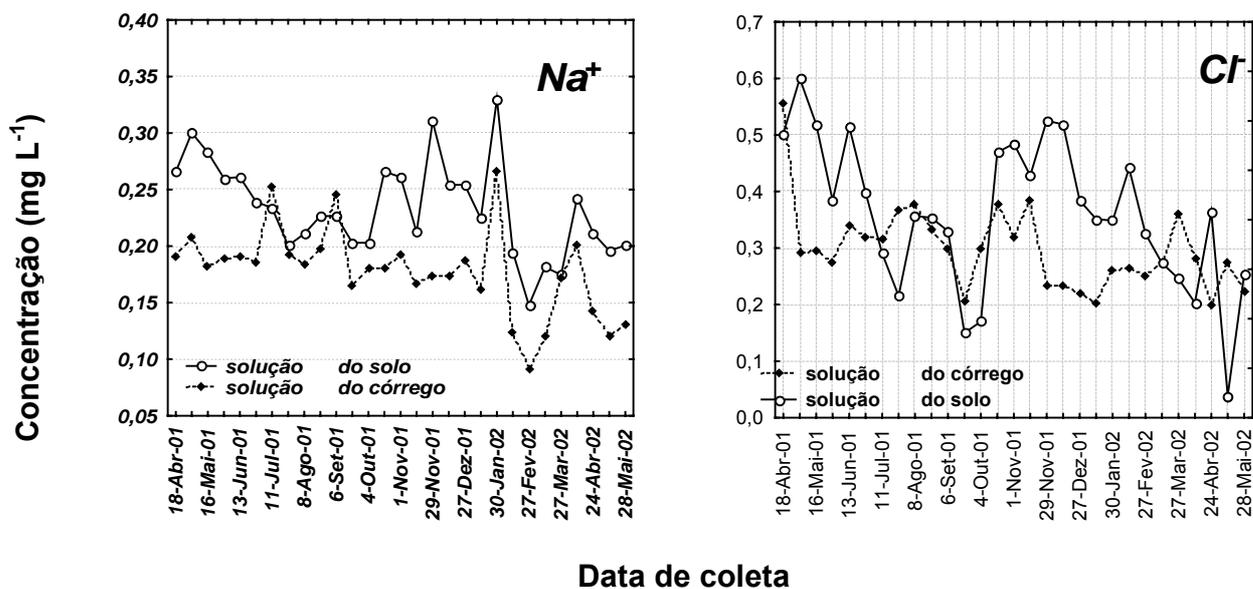


Figura 21. Variação temporal das concentrações de nutrientes em amostras de **solução do solo** (50 cm profundidade) e **água do córrego**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Tabela 13. Concentração média de nutrientes em amostras de **solução do solo** na comunidade úmida (lisímetro a 50 cm de profundidade) e **água do córrego**. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Tipo de amostra/ Nutriente	solução do solo	água do córrego
	$\mu\text{g L}^{-1}$	
C _{orgânico}	1201,4	1150,6
N _{total}	90,2	113,8
NH ₄ ⁺	29,2	31,8
NO ₃ ⁻	7,4	5,1
N _{orgânico}	58,7	58,8
P _{total}	31,0	41,4
PO ₄ ⁻	20,8	0,0
P _{orgânico}	10,2	41,4
K ⁺	65,3	89,8
Ca ⁺⁺	542,1	364,4
Mg ⁺⁺	95,3	91,7
Na ⁺	239,7	180,9
Cl ⁻	418,7	280,9
SO ₄ ²⁻	68,0	21,2

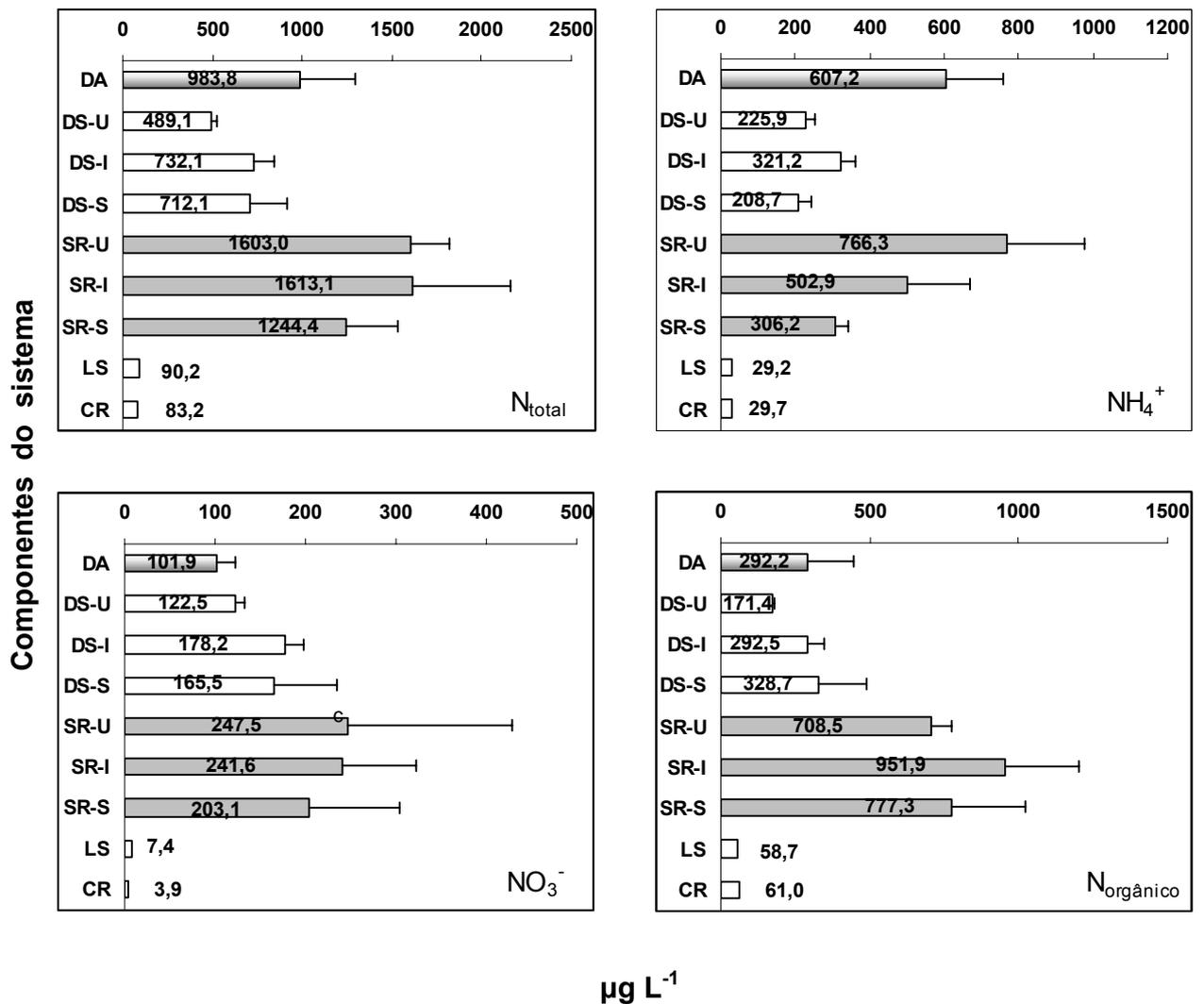


Figura 22. Concentração de nitrogênio em suas diferentes formas (N_{total} , NH_4^+ , NO_3^- , $N_{organico}$), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS), lixiviação da serapilheira (SR), solução do solo (LS) e córrego (CR). As concentrações nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão.

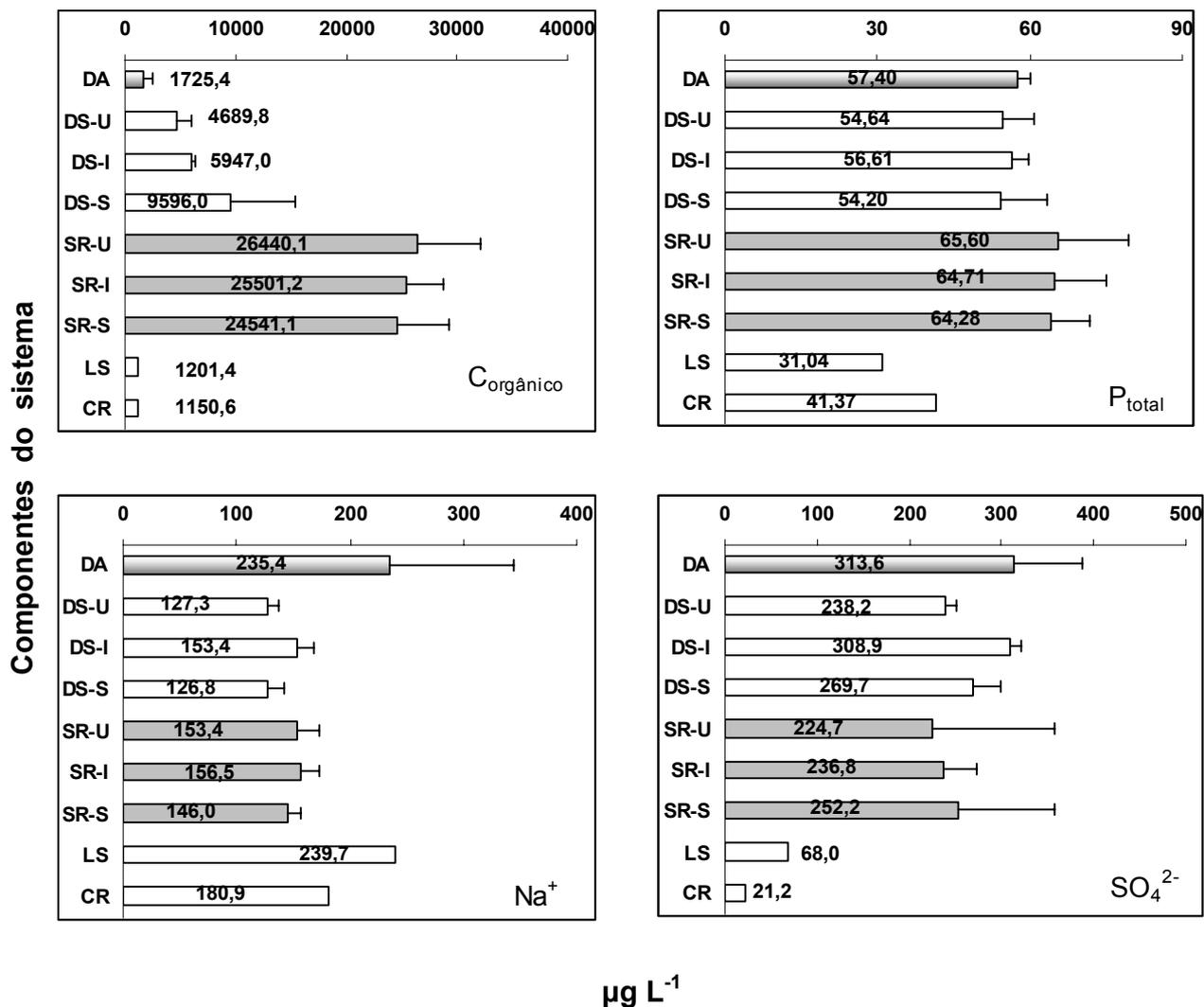
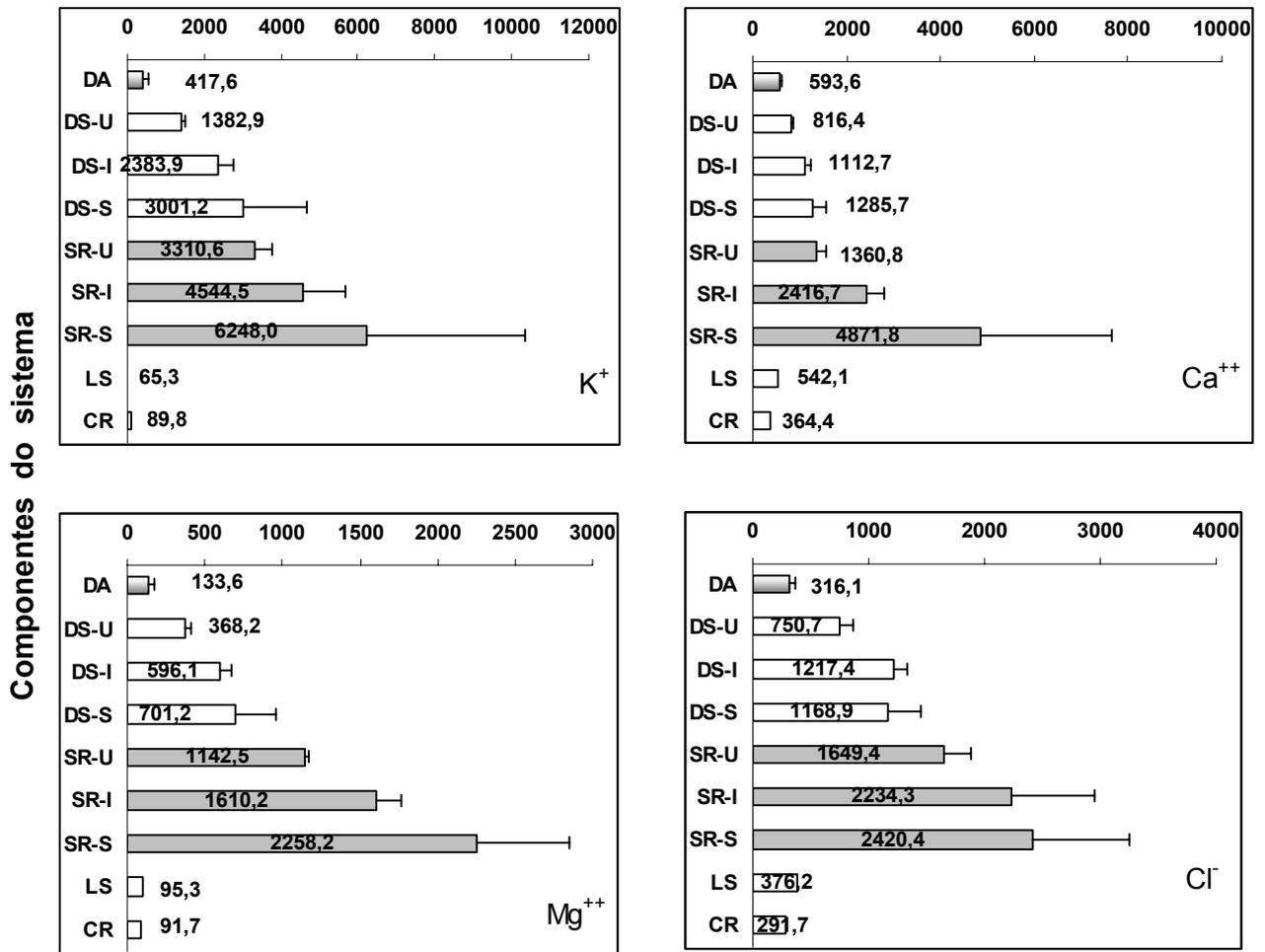


Figura 23. Concentração de nutrientes ($C_{\text{orgânico}}$, P_{total} , Na^+ e SO_4^{2-}), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS), lixiviação da serapilheira (SR), solução do solo (LS) e córrego (CR). As concentrações nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão.



$\mu g L^{-1}$

Figura 24. Concentração de nutrientes (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^-) nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS), lixiviação da serapilheira (SR), solução do solo (LS) e córrego (CR). As concentrações nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão.

3.7. Balanço iônico

Além de um adequado estoque de nutrientes, o crescimento das plantas é afetado pelo balanço de nutrientes no solo (Schlesinger, 1997), isto é, a soma de íons com carga positiva é semelhante à soma de íons com carga negativa. Na solução do solo, geralmente, a maioria dos nutrientes ocorre na forma de íons com carga positiva, e menor parte, ocorre na forma de íons com carga negativa. Como resultado da assimilação de nutrientes pelas raízes das plantas, comumente ocorre um desequilíbrio de cargas. O excesso de cátions no citoplasma das células é compensado pelo aumento da síntese de ânions de ácidos orgânicos e redução do pH externo. Aproximadamente 70% de cátions e ânions assimilados pelas plantas são representados por NO_3^- ou NH_4^+ . Plantas que utilizam NH_4^+ como fonte de N tendem a acidificar a região em torno de suas raízes. A assimilação de NO_3^- tem efeito oposto como resultado da liberação de HCO_3^- e ácidos orgânicos para o balanço de cargas negativas (Marschner, 1993).

Na solução do solo e deposição atmosférica e lixiviado de dossel ocorre balanço iônico, porém nas soluções de lixiviado de serapilheira e água do córrego ocorre desequilíbrio iônico (Tabela 14). A água da chuva contém CO_2 dissolvido e concentração de íons H^+ de, aproximadamente, 20 vezes maior que a água pura, o que a torna levemente ácida. Como a maioria do CO_2 é de origem natural, o pH da chuva não poluída é em torno de 5,7 (VanLoon & Duffy, 2000). Ácidos orgânicos e compostos de enxofre que são produzidos por processos microbiológicos, podem ser fontes de aumento de acidez da chuva, enquanto, carbonato de cálcio, contidos na deposição seca, quando incorporados à chuva, pode resultar em solução alcalina. Portanto, a variedade de espécies aniônicas e catiônicas acumulada na chuva e a distinção entre origem natural e antropogênica nem sempre é clara. Os elementos K^+ , Ca^{++} e Mg^{++} acrescentados ao lixiviado de dossel e de serapilheira das comunidades úmida e intermediária são os que mais contribuíram para o desequilíbrio entre cátions e ânions dessas soluções. Por outro lado, a alcalinidade, foi decisiva para o desequilíbrio iônico que ocorreu na água do córrego e lixiviado de

serapilheira da comunidade seca e também para o balanço iônico do lixiviado de dossel desta comunidade.

Tabela 14. Soma de cátions e ânions (em $\mu\text{g L}^{-1}$) na deposição atmosférica, lixiviado de dossel, lixiviado de serapilheira, solução do solo e água do córrego. Comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S) da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002). C = Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$), C*c = Concentração * carga ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Solução	Deposição atmosférica		Lixiviado de dossel						Lixiviado de serapilheira						Solução do solo		Água do córrego	
	C	C*c	Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$)			Concentração * carga			Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$)			Concentração * carga			C	C*c	C	C*c
Íons*			U	I	S	U	I	S	U	I	S	U	I	S				
NH ₄ ⁺	607,2	607,2	225,9	321,2	208,7	225,9	321,2	208,7	766,3	502,9	306,2	766,3	502,9	306,2	29,2	29,2	29,7	29,7
NO ₃ ⁻	101,9	101,9	122,5	178,2	165,5	122,5	178,2	165,5	247,5	241,6	203,1	247,5	241,6	203,1	7,4	7,4	3,9	3,9
PO ₄ ⁻	136,7	136,7	33,5	42,1	38,1	33,5	42,1	38,1	47,4	47,8	49,6	47,4	47,8	49,6	20,8	20,8	0,0	0,0
K ⁺	417,6	417,6	1382,9	2383,9	3001,2	1382,9	2383,9	3001,2	3310,6	4544,5	6248,0	3310,6	4544,5	6248,0	65,3	65,3	89,8	89,8
Ca ²⁺	593,6	1187,2	816,4	1112,7	1285,7	1632,8	2225,3	2571,4	1360,8	2416,7	4871,8	2721,6	4833,3	9743,6	542,1	1084,1	364,4	728,7
Mg ²⁺	133,6	267,3	368,2	596,1	701,2	736,3	1192,2	1402,3	1142,5	1610,2	2258,2	2285,0	3220,4	4516,5	95,3	190,6	91,7	183,3
Na ⁺	235,4	235,4	127,3	153,4	126,8	127,3	153,4	126,8	153,4	156,5	146,0	153,4	156,5	146,0	239,7	239,7	180,9	180,9
Cl ⁻	316,1	316,1	750,7	1217,4	1168,9	750,7	1217,4	1168,9	1649,4	2234,3	2420,4	1649,4	2234,3	2420,4	376,2	376,2	291,7	291,7
SO ₄ ²⁻	313,6	627,3	238,2	308,9	269,7	476,4	617,8	539,3	224,7	236,8	252,2	449,5	473,6	504,4	68,0	136,1	21,2	42,3
alcalinidade**	112,5	1524,0	1878,8	3252,5	4905,3	1878,8	3252,5	4905,3	2718,3	6319,7	17075,6	2718,3	6319,7	17075,6	898,8	898,8	3985,4	3985,4
soma de cátions		2714,5				4105,2	6276,0	7310,4				9237,0	13257,7	20960,3		1608,9		1212,4
soma de ânions		2614,7				3675,2	6023,5	7896,4				5710,1	10707,4	24009,8		1557,0		5200,1
balanço iônico***		1,9				5,5	2,1	-3,9				23,6	10,6	-6,8		1,6		-62,2

* As concentrações de H⁺ foram calculadas como $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$; ex. $\text{pH} = 5$, entende que $[\text{H}^+] = 10^{-5}$ M. Para todos os componentes, os valores de H⁺ foram iguais a zero.

** A alcalinidade (medida de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos) foi determinada a partir da titulação das amostras com HCl 0,001 M, até atingir pH 4,5. Considerando que a alcalinidade das amostras é igual à concentração de HCO₃⁻ (peso molar= 61 g eq⁻¹), isto significa que as amostras têm numericamente a mesma alcalinidade que uma solução em que HCO₃⁻ está dissolvido.

alcalinidade ($\mu\text{g L}^{-1}$) = (quantidade do HCl utilizado (mL) * normalidade do HCl * 61 (g eq⁻¹) / quantidade da amostra (mL)) * 1000000

(American Public Health Association, 1980).

*** balanço iônico (%) = (soma de cátions – soma de ânions) / (soma de cátions + soma de ânions) * 100; é considerado desequilíbrio iônico valores acima de 5% .

3.8. Fluxos de nutrientes entre componentes do sistema

Os fluxos de nutrientes nos componentes, deposição atmosférica, lixiviado de dossel, lixiviado de serapilheira são apresentados nas Tabelas 15 a 17 e Figuras 25 a 27.

A média dos fluxos de NO_3^- , $\text{C}_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- no lixiviado de dossel é 19-78% **superior** ao na deposição atmosférica, indicando que esses nutrientes são lixiviados no dossel e acrescentados à solução proveniente da deposição atmosférica. Na Amazônia Central, a ciclagem da maioria dos nutrientes na lixiviação do dossel e do tronco foi de aproximadamente 5-10% da ciclagem total de nutrientes, incluindo serapilheira (Schroth *et al.*, 2001).

Ao contrário, os fluxos de N_{total} , NH_4^+ , $\text{N}_{\text{orgânico}}$, P_{total} , Na^+ e SO_4^{2-} apresentam média no lixiviado de dossel 19-63% **inferior** ao na deposição atmosférica, indicando que esses nutrientes quando presentes na deposição atmosférica são retidos pelo dossel da floresta. A deposição atmosférica desses elementos contribui substancialmente para a quantidade total desses nutrientes no lixiviado de dossel e parece ser relevante para o ecossistema Mata de Galeria.

Diferenças no comportamento da ciclagem biogeoquímica entre plantações de eucalipto e savanas no Congo também foram evidentes (Laclau *et al.*, 2003). Enquanto nas soluções das plantações de eucalipto o enriquecimento da maioria dos elementos ocorreu por deposição atmosférica, na savana, o dossel também contribuiu com nutrientes através da reciclagem ativa de K^+ , Mg^{2+} e $\text{P-H}_2\text{PO}_4^-$ através da lixiviação foliar. Absorção de NH_4^+ e aumento de pH também foram observados durante a transferência de precipitação através do dossel da savana.

3.9. Fluxos de nutrientes nas comunidades vegetais

Os fluxos de nutrientes nos lixiviados de dossel e de serapilheira entre as comunidades são apresentados nas Tabelas 15 a 17 e Figuras 25 a 27.

3.9.1. Na deposição atmosférica

O fluxo de $\text{C}_{\text{orgânico}}$ via deposição atmosférica foi $25,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o maior entre os elementos (Tabela 15). Os fluxos de NH_4^+ e NO_3^- foram $7,4$ e $1,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$,

resultando em deposição de $N_{\text{inorgânico}}$ igual a $8,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A deposição de $N_{\text{orgânico}}$ foi $3,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, totalizando $12,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N_{total} . Esses fluxos de N_{total} na deposição atmosférica representam 31,5% do estoque de N presente na serapilheira (média= $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas três comunidades) (Tabela 19), 0,9% do estoque de N_{total} no solo na camada 0-5 cm (média= $1395,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas três comunidades) e 0,1% do estoque de N_{total} no solo até 1 m de profundidade (média= $11012,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas três comunidades) (Tabela 19). Contudo, os valores de N determinados no solo são totais, não necessariamente disponíveis às plantas e microorganismos. A disponibilidade de N é determinada principalmente pelas taxas de mineralização da matéria orgânica do solo, em média $45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (ver capítulo 3), sendo que a deposição atmosférica corresponde a 28% desse valor. No Cerrado, a deposição atmosférica de $N_{\text{inorgânico}}$ (nitrato e amônio) corresponde a 15% do N (Resende, 2001). A deposição atmosférica de N, portanto, contribui com uma parcela considerável na disponibilidade de N nos solos.

Os fluxos de K^+ e Ca^{2+} na deposição atmosférica foram $5,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $7,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente (Tabela 15). A deposição atmosférica de K^+ é equivalente a 60,7; 46,5 e 34,6% desse elemento na serapilheira (nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente) (Tabela 19), a 40,0; 32,3 e 15,3% da quantidade disponível na camada 0-5 cm (nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente) e a 3,7; 2,7 e 2,1% da quantidade disponível na camada 0-100 cm (nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente) (Tabela 19). A deposição atmosférica de Ca^{2+} é equivalente a 42,3; 29,6 e 25,8% desse elemento na serapilheira (nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente), a 86,5; 36,8 e 14,2% da quantidade disponível na camada 0-5 cm (nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente) e a 5,5; 3,6 e 1,9% da quantidade disponível na camada 0-100 cm (nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente) (Tabela 19).

As deposições de P_{total} e Mg^{2+} foram, $0,73$ e $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, as menores entre os elementos analisados (Tabela 15). Os fluxos de P na deposição atmosférica representam 42,9% em relação do estoque de P da serapilheira ($1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (Tabela 19), 73,0% do estoque de P na camada 0-5 cm (média= $1,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas

três comunidades) e 14,9% na camada 0-100 cm (média= 4,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nas três comunidades). No Cerrado o estoque de P_{total} foi 0,16 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na superfície e 1,14 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na profundidade 0-100cm.

A deposição atmosférica de Mg²⁺ é equivalente a 17,5; 14,2 e 10,3% desse elemento na serapilheira (nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente) (Tabela 19), representa 65,3; 26,1 e 9,6% da quantidade de Mg²⁺ disponível na camada 0-5cm do solo (1,3 kg ha⁻¹ ano⁻¹) e equivale a 5,4; 2,7 e 1,1% da quantidade disponível na camada 0-100cm (nas comunidades intermediária e seca, respectivamente) (Tabela 19). É importante lembrar que o cálculo dos estoques de nutrientes no solo leva em consideração a densidade aparente do solo, cujos valores são maiores nos solos da comunidade seca, o que contribui para que os estoques de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ sejam maiores nesta comunidade.

A deposição atmosférica de SO₄²⁻ foi 4,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹, o que representa 1,35 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de S (Tabela 15). Essa deposição é equivalente a 42,2% desse elemento na serapilheira (média= 3,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nas três comunidades) (Tabela 19), a 16,3% da quantidade disponível na camada 0-5 cm do solo (média= 8,3 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nas três comunidades) e a 2,0% da quantidade disponível na camada 0-100 cm (média= 66,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nas três comunidades) (Tabela 19). No Cerrado, os estoques de S na deposição atmosférica também são menores que os da biomassa. Resende (2001) sugere a ocorrência de retenção líquida de S na serapilheira, e de reduzido fluxo de S para o solo em relação ao estoque da biomassa, indicando limitações desse elemento na produtividade do ecossistema (Resende, 2001). Os fluxos de Na⁺ e Cl⁻ na deposição atmosférica foram, respectivamente, 3,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e 4,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 15).

A partir desses dados, é possível afirmar que os fluxos via deposição atmosférica da maioria dos elementos são representativos em relação aos estoques desses elementos no solo e serapilheira da Mata de Galeria.

As principais características da composição química da precipitação no período estudado foram: alto nível de acidez, influência de constituintes marinhos (Na⁺ e Cl⁻), influencia de fonte biogênica sobre as primeiras chuvas após a estação seca, como mostrado pelas altas concentrações de NH₄⁺, NO₃⁻, K⁺ e SO₄²⁻ (estes elementos

geralmente são associados com queima de biomassa), uma clara lixiviação de todos os elementos nas primeiras chuvas após a estação seca, e subsequente diluição ao longo da estação chuvosa. A fonte biogênica pode ser atribuída à proximidade da área de estudo do “projeto Fogo” na RECOR-IBGE, onde queimas anuais regulares são realizadas.

A composição química da precipitação também foi intensivamente estudada em área do “projeto Fogo” em 1999 (Resende, 2001), e tendências semelhantes foram observadas. Neste ano, os fluxos médios de nutrientes (em $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) para precipitação atmosférica (1206,6 mm) foram: $\text{NH}_4^+ = 2,34$; $\text{NO}_3^- = 1,36$; $\text{N}_{\text{orgânico}} = 2,0$; $\text{P} = 0,008$; $\text{K}^+ = 1,53$; $\text{Ca}^{2+} = 3,59$; $\text{Mg}^{2+} = 0,5$; $\text{SO}_4^{2-} = 2,17$; $\text{Cl}^- = 14,56$; $\text{Na}^+ = 1,22$. Em áreas de Cerrado, o fluxo dos nutrientes K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} via deposição atmosférica foi representativo em relação os estoques no solo.

3.9.2. No lixiviado de dossel

Os valores dos fluxos de nutrientes no lixiviado de dossel apresentaram-se na seguinte ordem: $\text{C}_{\text{orgânico}} > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} \geq \text{N}_{\text{total}} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{P}_{\text{total}}$ (Tabela 16).

A modificação da composição química das soluções durante a transferência da precipitação através do dossel é bem evidente (Figuras 22 a 24). A contribuição líquida do lixiviado de dossel em relação à deposição atmosférica é apresentada na Tabela 18. Os fluxos dos nutrientes $\text{C}_{\text{orgânico}}$, Mg^{2+} , Cl^- , Na^+ e Ca^{2+} via lixiviação de dossel apresentaram valores muito superiores aos de deposição atmosférica, indicando enriquecimento da água de precipitação pela lixiviação de nutrientes do dossel da Mata de Galeria, que conseqüentemente, contribui com grande quantidade de nutrientes para o solo. Em contraste, foi observada absorção foliar de NH_4^+ , $\text{N}_{\text{orgânico}}$, SO_4^{2-} , K^+ e P_{total} (Figuras 25 a 27).

No **lixiviado de dossel** os fluxos de $\text{C}_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- nas comunidades apresenta-se na ordem: comunidade seca > comunidade intermediária > comunidade úmida (Tabela 16 e Figuras 26 e 27). Os valores de $\text{C}_{\text{orgânico}}$ ($100,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e K^+ ($32,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) da comunidade seca representam o dobro dos valores da comunidade úmida ($53,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de $\text{C}_{\text{orgânico}}$ e $15,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de

K⁺). Os estoques de Mg (7,3 kg ha⁻¹ ano⁻¹) e Ca (13,4 kg ha⁻¹ ano⁻¹) são, respectivamente, 42,5% e 30,6% maiores na comunidade seca em relação à comunidade úmida.

Contudo as diferenças são significativas somente para os fluxos de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ entre a comunidade seca e a comunidade úmida e entre a comunidade intermediária e úmida (teste U de Mann-Whitney, z=-1,96, p < 0,05). Os fluxos de N_{total}, N_{orgânico} e Cl⁻ na comunidade intermediária também são maiores que na comunidade úmida (teste U de Mann-Whitney, z=-1,96, p < 0,05) (Figura 25).

Os fluxos de C_{orgânico}, NH₄⁺, NO₃⁻, P_{total}, PO₄⁻, Na⁺ e SO₄²⁻ no lixiviado de dossel não diferem entre as comunidades (teste U de Mann-Whitney, p > 0,05) (Figuras 25 e 26).

Os fluxos médios de nutrientes (em kg ha⁻¹ ano⁻¹) no lixiviado de dossel obtidos por Resende (2001) em áreas de Cerrado foram: NH₄⁺ = 1,16; NO₃⁻ = 1,40; N_{orgânico} = 3,1; P_{total} = 0,006; K⁺ = 7,63; Ca²⁺ = 4,29; Mg²⁺ = 2,24; SO₄²⁻ = 2,89; Cl⁻ = 25,46; Na⁺ = 1,02. Em florestas secundárias da Jamaica os fluxos no lixiviado de dossel (em kg ha⁻¹ ano⁻¹) foram: C_{orgânico} dissolvido = 253,5; N_{total} = 10,99; NH₄⁺ = 4,80; NO₃⁻ = 2,27; P_{total} = 4,21; PO₄⁻ = 3,20; K⁺ = 67,15; Ca²⁺ = 21,55 (McDonald & Healey, 2000).

3.9.3. No lixiviado de serapilheira

Os fluxos de N_{total}, NO₃⁻, NH₄⁺, N_{orgânico}, C_{orgânico}, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e Cl⁻ apresentam média no lixiviado de serapilheira **superior** ao do lixiviado de dossel, indicando que esses nutrientes são lixiviados na serapilheira. C_{orgânico} do lixiviado de serapilheira (199,8 kg ha⁻¹ ano⁻¹) na comunidade úmida é quase três vezes maior que no lixiviado de dossel (53,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹). Ao contrário, P_{total}, SO₄²⁻ e Na⁺ apresentam **redução** ao passar pela serapilheira, indicando que esses nutrientes quando provenientes do lixiviado de dossel são retidos na serapilheira. As exceções são NH₄⁺ e NO₃⁻ nos lixiviados da comunidade seca, cujos valores são semelhantes ao da lixiviado de dossel; Na⁺, cujos fluxos são semelhantes ao do dossel nas comunidades úmida e seca, e Ca²⁺ que é retido na serapilheira da comunidade intermediária.

A modificação da composição química das soluções durante a transferência lixiviado de dossel para a serapilheira ocorre com o aumento da maioria dos nutrientes (Tabela 17 e Figuras 22 a 24). Os fluxos dos nutrientes $C_{\text{orgânico}}$, $N_{\text{orgânico}}$, NH_4^+ , Mg^{2+} , Cl^- , Na^+ e NO_3^- via lixiviação da serapilheira apresentaram valores superiores aos de lixiviado de dossel, indicando que o dossel contribui com nutrientes para o solo. Em contraste, foram observadas menores concentrações de SO_4^{2-} , K^+ , P_{total} e Ca^{2+} no lixiviado de serapilheira (Figuras 25 a 27).

Os valores dos fluxos de nutrientes apresentaram-se na seguinte ordem: $C_{\text{orgânico}} > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} \geq N_{\text{total}} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{P}_{\text{total}}$ (Tabela 17).

No **lixiviado de serapilheira** os fluxos de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} também apresentam-se na ordem: comunidade seca > comunidade intermediária > comunidade úmida (Tabela 17 e Figura 27). Na comunidade seca o fluxo de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} (44,4; 35,8 e 16,5 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, respectivamente) é entre duas a três vezes maior que na comunidade úmida (19,2; 10,7 e 8,9 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) (teste U de Mann-Whitney, $z=-1,96$, $p < 0,05$). Os fluxos de K^+ na comunidade intermediária também são significativamente maiores que na úmida (teste U de Mann-Whitney, $z=-1,96$, $p < 0,05$), assim como, os fluxos de NH_4^+ na comunidade úmida são maiores que na comunidade seca (teste U de Mann-Whitney, $z=+1,96$, $p < 0,05$).

Os fluxos de $C_{\text{orgânico}}$ e N_{total} apresentam-se na ordem: comunidade úmida > comunidade intermediária > comunidade seca (Tabela 17), mas não há diferença significativa de acordo com o teste U de Mann-Whitney, ($p > 0,05$).

Tabela 15. Fluxos de nutrientes, por coletor, em amostras de **deposição atmosférica**. Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). σ = desvio padrão.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2	Coletor 3	Coletor 4	Coletor 5	Média	σ
$\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$							
C _{orgânico}	28,2	15,6	27,0	22,9	32,6	25,27	6,4
N _{total}	15,6	9,2	13,4	8,2	17,1	12,68	3,9
NH ₄ ⁺	9,4	6,2	8,5	5,4	9,7	7,38	1,9
NO ₃ ⁻	1,6	1,6	1,6	0,9	1,0	1,33	0,3
N _{orgânico}	4,8	1,6	4,3	1,9	6,2	3,75	2,0
P _{total}	0,77	0,84	0,7	0,64	0,7	0,73	0,10
K ⁺	6,6	3,4	6,8	3,3	6,9	5,38	1,9
Ca ⁺⁺	7,4	8,1	8,4	7,0	7,4	7,68	0,6
Mg ⁺⁺	1,8	1,3	1,9	1,2	2,5	1,72	0,6
Na ⁺	2,2	2,1	3,8	2,1	5,0	3,02	1,3
Cl ⁻	4,6	3,7	5,0	3,3	3,8	4,09	0,7
SO ₄ ²⁻	4,7	3,4	4,6	2,7	4,9	4,05	0,9

Tabela 16. Fluxos de nutrientes, por coletor, em amostras de **lixiviação de dossel** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). σ = desvio padrão.

Comun./ nutriente	úmida	úmida	úmida	Média	σ	interm.	interm.	interm.	Média	σ	seca	seca	seca	Média	σ
kg ha⁻¹ ano⁻¹															
C _{orgânico}	51,7	41,8	66,1	53,2	12,3	51,8	60,1	74,0	62,0	11,3	178,2	61,3	61,9	100,5	67,3
N _{total}	5,5	5,4	5,8	5,6	0,2	5,8	7,4	9,8	7,7	2,0	10,5	7,5	4,7	7,6	2,9
NH ₄ ⁺	2,7	2,3	2,7	2,6	0,2	2,6	3,4	4,1	3,4	0,8	2,6	3,0	1,3	2,3	0,9
NO ₃ ⁻	1,3	1,5	1,5	1,4	0,1	1,4	1,9	2,2	1,9	0,4	1,3	1,8	1,8	1,6	0,3
N _{orgânico}	2,1	2,0	1,8	2,0	0,1	2,4	2,7	4,1	3,1	0,9	5,7	3,1	1,8	3,5	2,0
P _{total}	0,68	0,57	0,61	0,62	0,05	0,50	0,57	0,69	0,59	0,10	0,72	0,64	0,37	0,58	0,18
PO ₄ ⁻	0,5	0,3	0,3	0,4	0,1	0,3	0,4	0,5	0,4	0,1	0,5	0,4	0,2	0,4	0,2
P _{orgânico}	0,2	0,2	0,3	0,2	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0
K ⁺	15,9	14,7	16,6	15,8	1,0	23,6	19,8	31,1	24,8	5,8	54,9	23,8	17,2	32,0	20,1
Ca ⁺⁺	8,9	9,7	9,4	9,3	0,4	9,9	10,4	14,5	11,6	2,5	16,8	13,2	10,2	13,4	3,3
Mg ⁺⁺	4,4	3,9	4,3	4,2	0,3	5,3	5,5	8,0	6,2	1,5	10,8	6,0	5,1	7,3	3,1
Na ⁺	1,3	1,6	1,5	1,5	0,1	1,4	1,7	1,7	1,6	0,2	1,4	1,5	1,1	1,3	0,2
Cl ⁻	9,6	7,6	8,5	8,5	1,0	11,9	11,1	14,9	12,6	2,0	16,7	12,6	8,0	12,4	4,4
SO ₄ ²⁻	2,6	3,0	2,5	2,7	0,3	2,8	3,3	3,6	3,2	0,4	3,0	3,2	2,3	2,8	0,5

Tabela 17. Fluxos de nutrientes, por coletor, em amostras de **lixiviação de serapilheira** nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). σ = desvio padrão.

Comun./ nutriente	úmida	úmida	úmida	Média	σ	interm.	interm.	interm.	Média	σ	seca	seca	seca	Média	σ
kg ha⁻¹ ano⁻¹															
C _{orgânico}	189,6	244,9	165,0	199,8	40,9	209,1	157,6	172,9	179,9	26,5	198,3	165,6	171,3	178,4	17,5
N _{total}	9,6	18,2	10,1	12,6	4,8	18,0	7,6	9,6	11,7	5,5	9,8	11,4	6,4	9,2	2,5
NH ₄ ⁺	5,8	6,7	4,7	5,7	1,0	5,5	2,0	3,6	3,7	1,8	2,3	2,2	2,2	2,2	0,1
NO ₃ ⁻	0,8	4,6	1,1	2,2	2,1	2,6	0,9	2,0	1,8	0,9	1,1	2,6	0,9	1,5	0,9
N _{orgânico}	3,7	7,9	5,2	5,6	2,1	9,8	5,0	5,8	6,9	2,6	7,0	6,3	3,8	5,7	1,7
P _{total}	0,47	0,62	0,40	0,50	0,11	0,48	0,32	0,60	0,47	0,14	0,49	0,49	0,43	0,47	0,03
PO ₄ ⁻	0,3	0,4	0,3	0,4	0,1	0,3	0,3	0,4	0,3	0,1	0,41	0,32	0,35	0,36	0,04
P _{orgânico}	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,09	0,17	0,08	0,11	0,05
K ⁺	16,8	17,0	23,7	19,2	3,9	28,1	24,6	44,8	32,5	10,8	74,1	28,4	30,8	44,4	25,7
Ca ⁺⁺	6,8	13,8	11,4	10,7	3,6	19,8	11,1	21,9	17,6	5,8	16,7	35,2	55,6	35,8	19,4
Mg ⁺⁺	6,4	12,0	8,4	8,9	2,8	12,3	8,3	14,1	11,6	3,0	13,6	15,2	20,6	16,5	3,6
Na ⁺	0,8	1,6	1,3	1,2	0,4	1,1	0,9	1,3	1,1	0,2	1,0	1,1	1,1	1,1	0,0
Cl ⁻	11,0	14,5	11,9	12,5	1,8	11,4	13,8	21,9	15,7	5,5	22,3	13,5	16,5	17,4	4,5
SO ₄ ²⁻	0,5	3,5	1,8	1,9	1,5	2,1	1,1	2,0	1,7	0,6	2,5	1,4	1,5	1,8	0,6

Tabela 18. Contribuição líquida do **lixiviado de dossel** (DS) em relação à deposição atmosférica (DA), e do **lixiviado de serapilheira** (SR) em relação ao lixiviado de dossel, nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002).

Comunidade/nutriente	úmida		intermediária		seca	
	DS-DA	SR-DS	DS-DA	SR-DS	DS-DA	SR-DS
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
C _{orgânico}	27,91	146,64	36,7	117,9	75,2	77,9
N _{total}	-7,10	7,03	-5,0	4,1	-5,1	1,6
NH ₄ ⁺	-4,81	3,15	-4,0	0,4	-5,1	0,0
NO ₃ ⁻	0,07	0,78	0,5	-0,1	0,3	-0,1
N _{orgânico}	-1,79	3,65	-0,7	3,8	-0,2	2,2
P _{total}	-0,11	-0,13	-0,1	-0,1	-0,2	-0,1
K ⁺	-1,37	-0,02	-1,3	-0,1	-1,3	0,0
Ca ⁺⁺	0,75	-0,10	0,7	0,0	0,7	-0,1
Mg ⁺⁺	10,37	3,41	19,4	7,7	26,6	12,4
Na ⁺	1,64	1,35	3,9	6,0	5,7	22,4
Cl ⁻	2,47	4,73	4,5	5,4	5,6	9,2
SO ₄ ²⁻	-1,57	-0,25	-1,4	-0,5	-1,7	-0,3

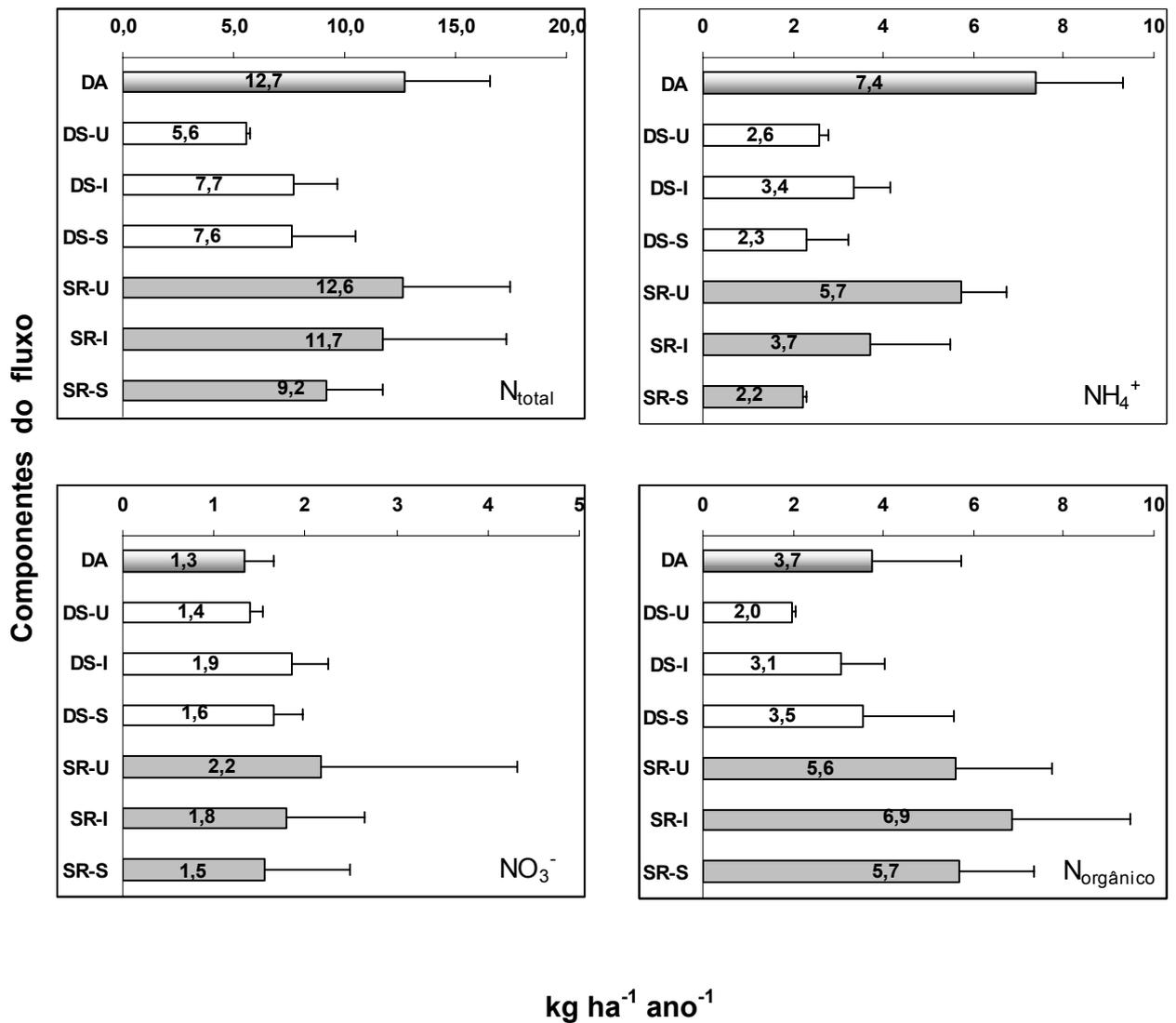


Figura 25. Fluxos de nitrogênio em suas diferentes formas (N_{total} , NH_4^+ , NO_3^- , $N_{orgânico}$), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS) e lixiviação da serapilheira (SR). Os fluxos nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão.

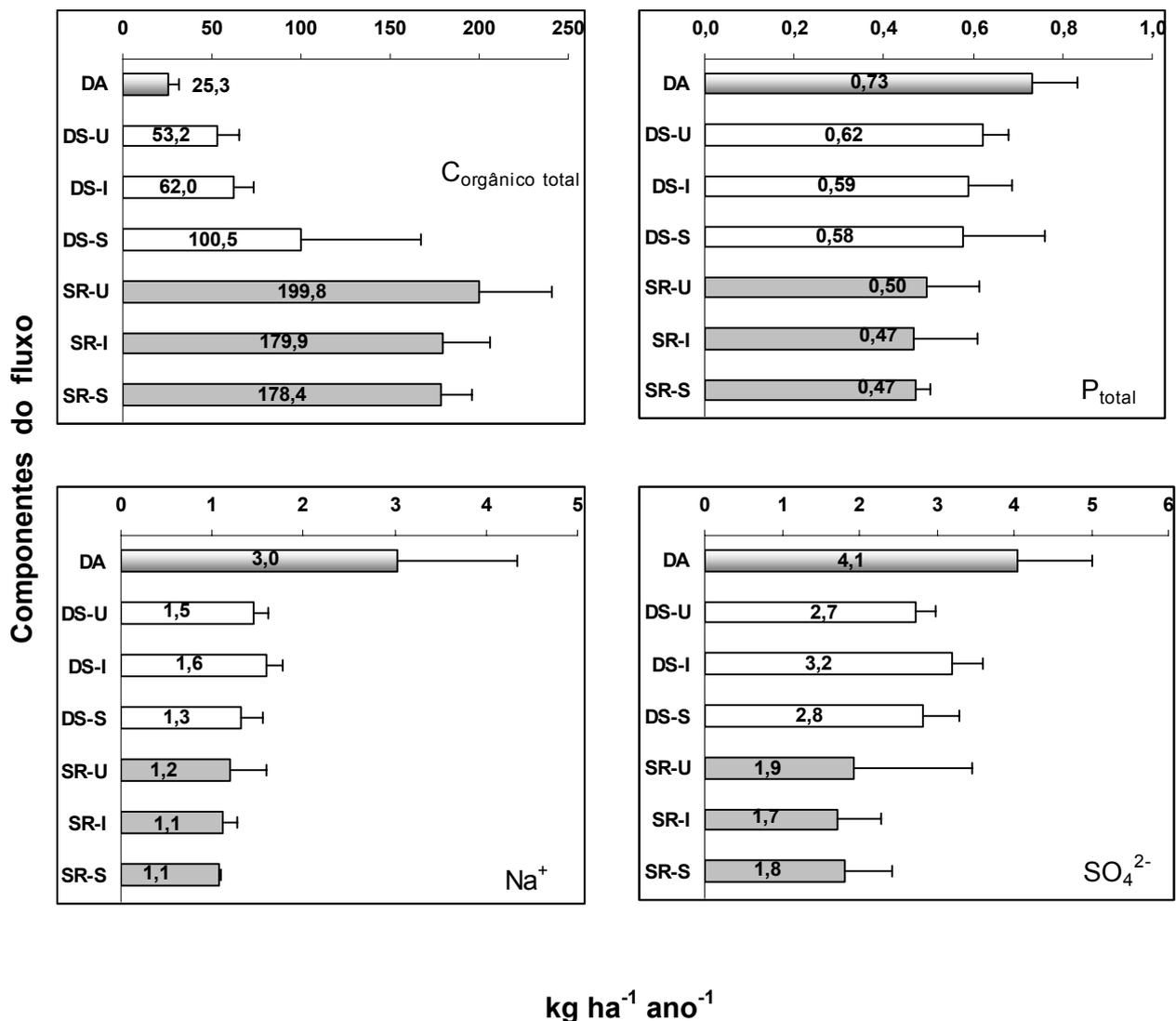


Figura 26. Fluxos de nutrientes ($C_{\text{orgânico}}$, P_{total} , Na^+ e SO_4^{2-}), nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS) e lixiviação da serapilheira (SR). Os fluxos nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão.

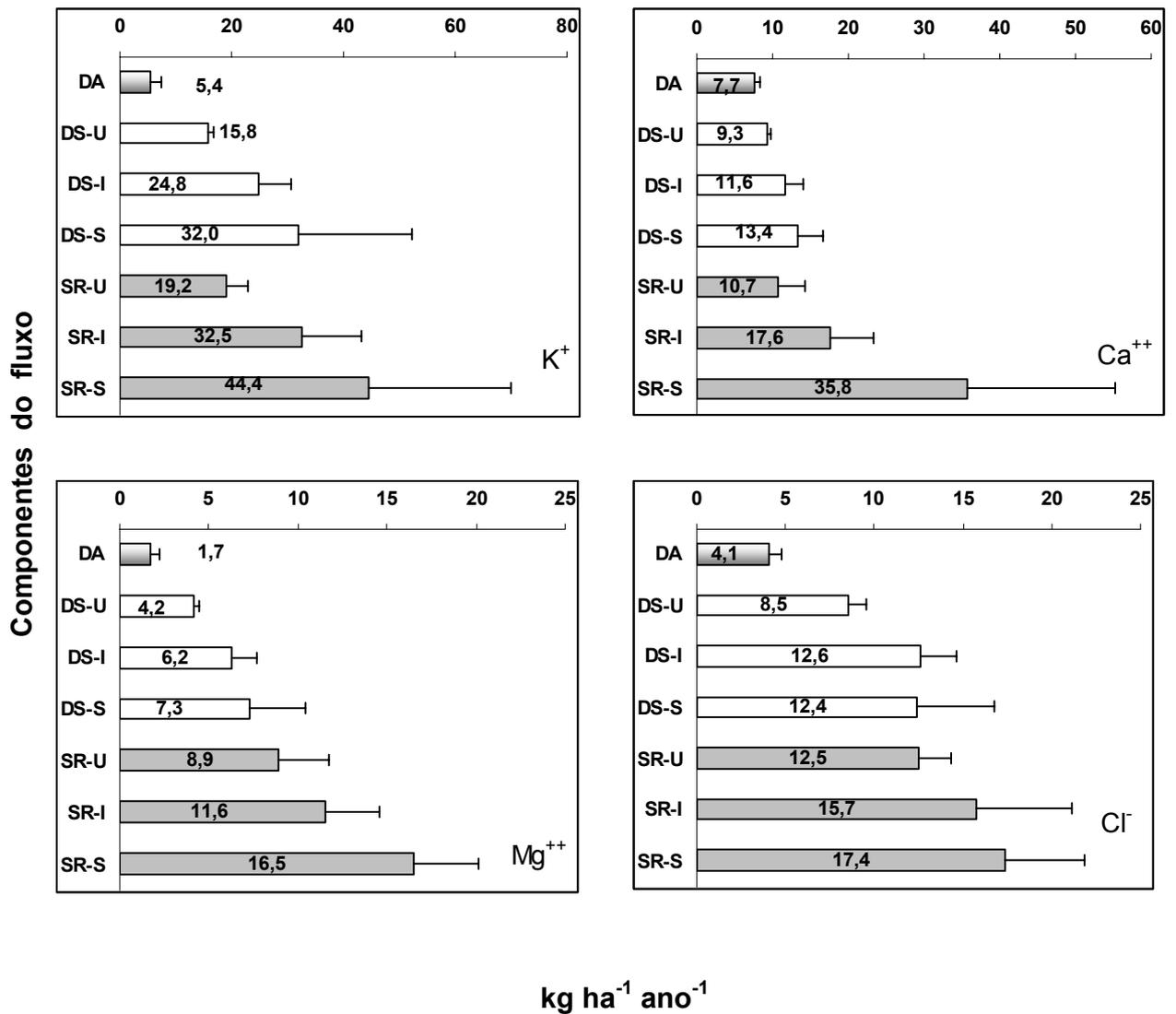


Figura 27. Fluxos de nutrientes (K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e Cl⁻) nos componentes: deposição atmosférica (DA), lixiviação de dossel (DS) e lixiviação da serapilheira (SR). Os fluxos nos componentes dossel e serapilheira foram medidos nas comunidades úmida (U), intermediária (I) e seca (S). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (abril de 2001 a abril de 2002). Barras indicam desvio padrão.

Tabela 19. Fluxos e estoques dos principais nutrientes, nos componentes do sistema: deposição atmosférica, lixiviação de dossel, lixiviação da serapilheira¹, serapilheira² e solo³ (profundidade entre 0-5 cm e 0-100 cm).

comunidade	componente	C	N	P	K	Ca	Mg	S
úmida	deposição atmosférica (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	25,3	12,7	0,7	5,4	7,7	1,7	1,3
	lixiviado de dossel (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	53,2	6,0	0,6	15,8	9,3	4,2	0,9
	lixiviado de serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	199,8	13,5	0,5	19,2	10,7	8,9	0,6
	serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	2151,1	36,7	1,5	8,9	18,2	9,7	2,7
	solo (0-5 cm) (kg ha ⁻¹)	21661,7	1366,7	1,01	13,5	8,9	2,6	10,3
	solo (0-100 cm) (kg ha ⁻¹)	177194,0	10859,2	5,0	145,9	139,7	31,3	61,5
intermediária	deposição atmosférica (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	25,3	12,7	0,7	5,4	7,7	1,7	1,3
	lixiviado de dossel (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	62,0	8,4	0,5	24,8	11,6	6,2	1,1
	lixiviado de serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	179,9	12,4	0,4	32,5	17,6	11,6	0,6
	serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	2393,6	42,3	1,9	11,6	26,0	12,0	3,4
	solo (0-5 cm) (kg ha ⁻¹)	24526,7	1513,0	0,97	16,7	20,9	6,5	6,3
	solo (0-100 cm) (kg ha ⁻¹)	185525,4	12766,1	5,7	199,5	215,1	63,5	78,2
seca	deposição atmosférica (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	25,27	12,68	0,73	5,4	7,7	1,7	1,3
	lixiviado de dossel (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	100,5	7,4	0,6	32,0	13,4	7,3	0,9
	lixiviado de serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	178,4	9,4	0,5	44,4	35,8	16,5	0,6
	serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	2580,0	42,2	1,6	15,6	29,9	16,5	3,4
	solo (0-5 cm) (kg ha ⁻¹)	19117,	1306,5	1,16	35,3	54,3	17,6	8,2
	solo (0-100 cm) (kg ha ⁻¹)	161481,7	9411,2	4,0	257,7	410,6	149,9	61,1

¹Dados apresentados nas tabelas 15 a 17.

²Dados obtidos no presente trabalho, apresentados no capítulo 2.

³Dados apresentados na tabela 8.

4. CONCLUSÕES

- A média dos fluxos de NO_3^- , $\text{C}_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- no lixiviado de dossel foi superior ao da deposição atmosférica, indicando que esses nutrientes são lixiviados no dossel e acrescentados à solução proveniente da deposição atmosférica. Ao contrário, os fluxos de N_{total} , NH_4^+ , $\text{N}_{\text{orgânico}}$, P_{total} , Na^+ e SO_4^{2-} apresentaram média no lixiviado de dossel inferior ao da deposição atmosférica, indicando que esses nutrientes quando presentes na deposição atmosférica são retidos pelo dossel da floresta. A deposição atmosférica desses elementos contribuiu substancialmente para a quantidade total desses nutrientes no lixiviado de dossel e parece ser relevante para o ecossistema Mata de Galeria.

- Os fluxos de $\text{C}_{\text{orgânico}}$, N_{total} , NO_3^- , NH_4^+ , $\text{N}_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- apresentaram média no lixiviado da serapilheira superior ao do lixiviado de dossel, indicando que esses nutrientes são lixiviados na serapilheira. Ao contrário, P_{total} , SO_4^{2-} e Na^+ apresentaram redução ao passar pela serapilheira, indicando que esses nutrientes quando provenientes do lixiviado de dossel são retidos na serapilheira.

- Os valores dos fluxos de nutrientes no lixiviado de dossel e de serapilheira apresentaram-se na ordem: $\text{C}_{\text{orgânico}} > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} \geq \text{N}_{\text{total}} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{P}_{\text{total}}$. No lixiviado de dossel os fluxos de $\text{C}_{\text{orgânico}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- nas comunidades apresentaram-se na ordem: comunidade seca > comunidade intermediária > comunidade úmida.

- No lixiviado de serapilheira os fluxos de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} apresentaram-se na ordem: comunidade seca > comunidade intermediária > comunidade úmida e os fluxos de $\text{C}_{\text{orgânico}}$ e N_{total} apresentaram-se na ordem: comunidade úmida > comunidade intermediária > comunidade seca.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (ed.) 1980. **Standard methods** for the examination of water and wastewater. Washington D.C., APHA-AWWA-WPCF. 1134p.
- CHAPMAN, S.B. 1976. Production ecology and nutrient budgets. In: CHAPMAN, S.B. (Ed.) **Methods in plant ecology**. Oxford, Blackwell Scientific Publications. p.157-228.
- CORTINA, J.; ROMANIÀ, J.; VALLEJO, V.R. 1995. Nitrogen and phosphorus leaching from the forest floor of a mature *Pinus radiata* stand. **Geoderma** **66**: 321-330.
- CROCKFORD, R.H.; RICHARDSON, P. 1990. Partitioning of rainfall in a Eucalypt forest and pine plantation in southeastern Australia: II. Stemflow and factors affecting stemflow in a dry sclerophyll eucalypt forest and *Pinus radiata* plantation. **Hydrological Processes** **4**:145-155.
- FORD, E.D.; DEANS, J.D. 1978. The effects of canopy structure on stemflow, throughfall and interception loss in a young Sitka Spruce plantation. **Journal of Applied Ecology** **15**: 905-917.
- GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.I.; DUEVER, M.J. 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo, EPU-EDUSP. 256p.
- HERWITZ, S.R.; SLYE, R.E. 1995. Three-dimensional modeling of canopy tree interception of wind-driven rainfall. **Journal of Hydrology** **168**: 205-226.
- LACLAU, J.P.; RANGER, J.; BOUILLET, J.P.; NZILA, J.D.; DELEPORTE, P. 2003. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and an adjacent savanna ecosystem in Congo 1. Chemical composition of rainfall, throughfall and stemflow solutions. **Forest Ecology and Management** **176**:105-119.
- LESACK, L.F.W.; MELACK, J.M. 1991. The deposition, composition, and potential sources of major ionic solutes in rain of the Central Amazon Basin. **Water Resources Research** **27**:2953-2977.
- MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; FIGUEIREDO, R.O.; VICTORIA, R.L.; KRUSCHE, A.V. 2001. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature** **410**:802-805.
- MARSCHNER, H. 1993. **Mineral nutrition of higher plants**. 5.ed. London, Academic Press. 674p.
- MASUKATA, H.; ANDO, M.; OGAWA, H. 1990. Throughfall, stemflow and interception of rainwater in a evergreen broadleaved forest. **Ecological Research** **5**: 303-316.
- MCDONALD, M.A.; HEALEY, J.R. 2000. Nutrient cycling in secondary forests in the Blue Mountains of Jamaica. **Forest Ecology and Management** **139**:257-278.
- NASCIMENTO, N.M.P. 1992. **Interceptação de chuva pela vegetação do Cerrado**. Brasília, Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 103p.
- NEPSTAD, C.; MOUTINHO, P.; DIAS-FILHO, M. B.; DAVIDSON, E.; CARDINOT, G.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R.; VIANNA, N.; CHAMBERS, J.; RAY, D.; GUERREIROS, J.B.; LEFEBVRE, P.; STERNBERG, L.; MOREIRA, M.; BARROS, L.; ISHIDA, F.Y.; TOHLVER, I.; BELK, E.; KALIF, K.; SCHWALBE, K.

2001. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. **Journal of Geophysical Research**.
- PARKER, G.G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. **Advances in Ecological Research** **13**: 57-133.
- RANGER, J.R.; MARQUES, R.; JUSSY, J.H. 2001. Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. **Forest Ecology and Management** **144**:129-145.
- RESENDE, J.C.F. 2001. **A ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e a influencia de queimadas controladas**. Universidade de Brasília. Tese de Doutorado. 121p.
- RODRIGO, A; ÁVILA, A. A. 2001. Influence of sampling size in the estimation of mean throughfall in two Mediterranean holm oak forests. **Journal of Hydrology** **243**: 216-227.
- RUTTER, A.J.; MORTON, A.J.; ROBINS, P.C., 1975. A predictive model of rainfall interception in forests. II Generalisation of the model and comparison with observations in some coniferous and hardwood stands. **Journal of Applied Ecology** **12**:367-380.
- SCATENA, F.N. 1990. Watershed scale rainfall interception on two forested watersheds in the Luquillo Montains of Puerto Rico. **Journal of Hydrology** **113**: 89-102.
- SCHLESINGER, W.H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. California, Academic Press. 588p.
- SCHROTH, G.; ELIAS, M.E.A.; UGUEN, K.; SEIXAS, R.; ZECH, W. 2001. Nutrient fluxes in rainfall, throughfall and stemflow in tree-based land use systems and spontaneous tree vegetation of central Amazonia. **Agriculture, Ecosystems and Environment** **87**:37-49.
- SILVEIRA, C.S.; COELHO NETTO, A.L. 1999. Hydrogeochemical responses to rainfall inputs in a small rainforest basin: Rio de Janeiro, Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy** **24**(10):871-879.
- STATSOFT, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- TOBÓN MARIN, C.; BOUTENAND, W.; SEVINK, J. 2000. Gross rainfall and its partitioning into throughfall, stemflow and evaporation of intercepted water in four forest ecosystems in western Amazonia. **Journal of Hydrology** **237**(1-2):40-57.
- VANLOON, G.W.; DUFFY, S.J. 2000. **Environmental chemistry: a global perspective**. Oxford: Oxford University Press. 492p.
- WHITMORE, T.C. 1990. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford: Clarendon Press. 226p.
- ZENG, N.; SHUTTLEWORTH, J.W.; GASH, J.H.C. 2000. Influence of temporal variability of rainfall on interception loss. Part I. Point analysis. **Journal of Hydrology** **228**: 228-241.

CAPÍTULO 2

PRODUÇÃO, COMPOSIÇÃO QUÍMICA, DECOMPOSIÇÃO E DISPONIBILIZAÇÃO DE NUTRIENTES DA SERAPILHEIRA E RETRANSLOCAÇÃO INTERNA DE NUTRIENTES EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

PRODUÇÃO, COMPOSIÇÃO QUÍMICA, DECOMPOSIÇÃO E DISPONIBILIZAÇÃO DE NUTRIENTES DA SERAPILHEIRA E RETRANSLOCAÇÃO INTERNA DE NUTRIENTES EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

1. INTRODUÇÃO

A produção de serapilheira e a decomposição são processos fundamentais de transferência de nutrientes da biomassa vegetal para o solo, em que ocorre liberação de nutrientes em formas disponíveis às plantas e microorganismos (Vitousek & Sanford, 1986). Esses processos mantêm estoques de nutrientes no solo, influenciam a produção primária, regulam o fluxo de energia e a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas florestais (Schlesinger, 1997). Solos com pouca disponibilidade de nutrientes, resultam em baixas concentrações de nutrientes nos tecidos vegetais e conseqüentemente na serapilheira. Baixas concentrações de nutrientes na serapilheira limitam as taxas de decomposição do ecossistema. A taxa relativa em que a vegetação perde matéria orgânica e nutrientes fornece um índice da eficiência do uso de nutrientes pela vegetação.

Estudos em produção de serapilheira focalizam, principalmente, medidas de produção, informações sobre decomposição, dados de fenologia e fluxo de nutrientes (Proctor, 1984), assim como indicações de eficiência na utilização de nutrientes (Vitousek, 1982) e capacidade do ecossistema em se recuperar de uma perturbação (Meguro, 1987).

A camada de serapilheira que cobre a superfície da floresta é composta de folhas, flores, frutos, ramos, galhos e também pequena proporção de resíduos animais. A acumulação de serapilheira depende de fatores como a produtividade primária da comunidade assim como sazonalidade climática, principalmente, precipitação (Facelli & Pickett, 1991). Vários fatores, tais como composição de espécies, densidade, área basal, altitude, latitude e estacionalidade influenciam a produção de serapilheira (Arunachalam *et al.*, 1998).

Em florestas tropicais estacionalmente secas (precipitação durante 4 meses consecutivos menor que 100 mm) o pico de queda de serapilheira ocorre na estação seca (Wright & Cornejo, 1990). Numa floresta subtropical da Índia, a biomassa de

folhas foi 83% da queda da serapilheira total (Arunachalam *et al.*, 1998), sendo a concentração de nutrientes maior na serapilheira foliar. A entrada de nutrientes no solo da floresta coincidiu com o período de maior produção de serapilheira.

Em ecossistemas de floresta, as concentrações de nitrogênio (N) foliar, conteúdo de N da serapilheira e eficiência do uso de nutrientes (NUE - representada pela razão de peso seco da serapilheira/conteúdo de nutriente da serapilheira) vêm sendo usados como índices de disponibilidade de N e fertilidade do solo (Vitousek, 1982). A taxa de retorno do N em florestas tropicais é maior que em florestas temperadas (Proctor, 1984). Em florestas de terra-firme na Amazônia, Vitousek & Sanford (1986) notaram que as concentrações de N foliar foram intermediárias em comparação com outras regiões. Vitousek (1984) sugeriu que a disponibilidade de N não limita o crescimento de florestas de terra-firme em solos do tipo Oxisolos porque elas têm NUE relativamente baixa.

Durante a última década houve interesse crescente em como processos de decomposição de serapilheira são afetados por mudanças climáticas. Diversos estudos verificaram a influência do enriquecimento do CO₂ atmosférico e da deposição de N na qualidade da serapilheira (Hoorens *et al.*, 2002; Paul *et al.*, 2003, Sariyilisz & Anderson, 2003). Houve também interesse na caracterização dos efeitos de mudanças ambientais e de práticas de manejo na composição de comunidades microbianas e na importância funcional da estrutura dessas comunidades na decomposição da serapilheira (Luizão *et al.*, 1998; Webster *et al.*, 2000)

As camadas de serapilheira e de raízes finas que se acumulam sobre a superfície do solo estão sujeitos à decomposição pela microfauna, bactérias e fungos. A decomposição da matéria orgânica permite a liberação de nutrientes e a produção de compostos orgânicos altamente resistentes, que constituem o húmus. Os compostos húmicos acumulam-se sob a serapilheira e compõem a matéria orgânica do solo. A dinâmica do estoque de carbono no solo pode ser dividida em dois estágios: processos liberadores de nutrientes pela ciclagem rápida de parte da serapilheira, e processos mais lentos de produção, acumulação e ciclagem de húmus.

A deposição e decomposição da serapilheira são mecanismos importantes do fluxo de nutrientes e matéria orgânica em florestas tropicais (Melillo *et al.*, 1982,

Cuevas & Lugo, 1998; Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003). A serapilheira é a principal entrada de nutrientes no solo (Herborn & Congdon, 1998). A produção e decomposição da serapilheira de florestas tropicais são influenciadas pela sazonalidade da precipitação e pela composição das espécies (Cuevas & Lugo, 1998). Durante a estação úmida são fornecidas condições para crescimento e atividade de microorganismos do solo, aumentando a taxa de decomposição. As taxas de decomposição de serapilheira são reguladas por interações de fatores físicos (temperatura, umidade e textura do solo), químicos (nutrientes, pH do solo) e bióticos (tipo de cobertura vegetal) (Sariyildiz & Anderson, 2003) com fungos e bactérias, os agentes de decomposição. Estudos mostram que invertebrados dos solos são caracterizados por um mosaico de distribuição e diversidade de espécies (Katrin & Schroth, 1999), e que durante a estação seca a fauna edáfica se move em direção a camadas mais profundas do solo (Prieto *et al.*, 1999), resultando em acumulação da serapilheira no chão da floresta durante esse período.

As Matas de Galeria apresentam grande produção de serapilheira, densidade alta de espécies lenhosas (aproximadamente 2000 árvores/ha), e solos ácidos (pH entre 4,5-5,0) com altos níveis de matéria orgânica (6 a 23%) (Silva Júnior, 1995). A disponibilização de nutrientes em solos de Matas de Galeria é dependente da mineralização da matéria orgânica (ver capítulo 3), portanto, dependente da atividade dos microorganismos. A dinâmica dos elementos químicos no processo de decomposição é em grande parte limitada pelas concentrações iniciais destes elementos na serapilheira, que por sua vez, limitam a disponibilidade de nutrientes para os microorganismos decompositores. A topografia e, conseqüentemente, as diferenças na umidade do solo são fatores determinantes na variação florística da vegetação desses ecossistemas (Silva Júnior *et al.*, 1996; Haridasan, 1998).

A retranslocação é a transferência de nutrientes de folhas maduras para caules novos e destes, para as raízes. A taxa de retranslocação de nutrientes, medida em folhas maduras ou em outros órgãos de armazenamento, indica a mobilidade dos nutrientes no floema (Cuevas & Lugo, 1998). Quando a concentração de nutrientes no solo é baixa, a taxa de retranslocação desses nutrientes tende a ser alta, resultando em serapilheira com baixa concentração nutricional. Nesse caso, a capacidade das

plantas em retranslocar nutrientes pode ser um fator determinante na manutenção do *status* da comunidade vegetal.

A remobilização e retranslocação de nutrientes de folhas senescentes para outros órgãos em crescimento ou de armazenamento, podem manter uma considerável quantidade de nutrientes em plantas adultas, reduzindo a energia gasta na aquisição de nutrientes através das raízes (Medina, 1984), e conseqüentemente, aumentando a eficiência do uso de nutrientes na planta (Vitousek, 1984). Além disso, evitam maiores perdas por lixiviação ou erosão como quando ocorre via ciclagem externa e reduzem a dependência no suprimento dos nutrientes no solo (Jonasson & Chapin, 1985). Em florestas tropicais, a maior eficiência na utilização de fósforo em solos inférteis, quando comparados com solos férteis (Vitousek & Sanford, 1986), parece ser conseqüência da baixa concentração foliar de fósforo e também da retranslocação eficiente do elemento.

Os objetivos do trabalho foram quantificar a produção anual e a disponibilidade de nutrientes na serapilheira, estimar a eficiência do uso de nutrientes, a taxa de decomposição da serapilheira, o estoque da serapilheira e seu tempo de residência no solo, e a taxa de retranslocação de espécies lenhosas freqüentes em comunidades vegetais distintas de uma Mata de Galeria e verificar se o gradiente topográfico influencia a ocorrência desses processos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Produção e composição química da serapilheira

O experimento foi estabelecido na Mata de Galeria do Córrego Pitoco, em três comunidades, conforme descrito anteriormente (Figuras 4 e 5). O trabalho foi realizado entre março de 2001 e julho de 2002.

A **produção de serapilheira** foi estimada com a coleta quinzenal, em cada comunidade, do conteúdo de 20 bandejas em tela de nylon (50 cm x 50 cm e 2 mm de malha), dispostas a 20 cm do solo, distantes 5 m entre si. O termo serapilheira foi aplicado a todo material vegetal proveniente dos estratos arbóreo e arbustivo da área

de estudo, que pôde ser coletado através das bandejas (Chapman, 1976). As coletas foram realizadas durante 18 meses, entre março de 2001 e julho de 2002.

O material coletado foi seco a 70°C até peso constante, e separado nas frações folhas e miscelânea (flores, frutos, ramos, galhos e cascas de tronco), pesado em balança de precisão para determinação de **biomassa** ($\text{kg ha}^{-1}\text{mês}^{-1}$). As folhas foram moídas para digestão e determinação mensal da concentração de nutrientes (g kg^{-1}).

Para estimar o **estoque de serapilheira** (Chapman, 1976), sobre o solo da Mata de Galeria, três quadrados de 1 m² foram colocados aleatoriamente em cada comunidade, em agosto de 2001 (estação seca) e fevereiro de 2002 (estação chuvosa), e todo o conteúdo de dentro dos quadrados foi removido. Então, para 12 meses, 6 quadrados foram analisados em cada comunidade, totalizando 18 quadrados na área de estudo. O material coletado foi seco até peso constante, separado nas frações folha e miscelânea, e pesado. O **tempo de residência** média ($1/K_L$) foi calculado como o inverso da razão entre a produção anual de serapilheira (biomassa total) e o estoque de serapilheira sobre o solo da mata.

2.2. Análises químicas das amostras de biomassa vegetal

As amostras de serapilheira foram analisadas no Laboratório de Química da Embrapa Cerrados. A fração folhas da serapilheira foi submetida à digestão total, com ácido perclórico e peróxido de hidrogênio a 300°C. Os extratos foram analisados para N pelo método colorimétrico de Nessler, em espectrofotômetro (UV-Visible Spectrophotometer SCHIMADZU) na faixa de 440 nm.

As determinações de Ca^{++} , Mg^{++} , P e S foram feitas pelo método de espectrometria de emissão atômica/ plasma indutivamente acoplado (ICP-AES). Este método promove a atomização/ionização da amostra por uma fonte de plasma (marca Thermo Jarrel Ash IRIS/AP), utilizando Y (ítrio) como padrão interno. Foram utilizados padrões com concentrações conhecidas dos elementos analisados. As determinações de K^+ , foram feitas em fotômetro de chama (Hitachi Plane Photometer 205 D).

Para estimar os **estoques de nutrientes** no componente foliar da biomassa, foram consideradas a concentração determinada na digestão total (g kg^{-1}) e a biomassa estimada pelo peso seco (g).

A **eficiência do uso de nutrientes** (NUE) foi calculada usando a definição padrão (Vitousek, 1982; 1984) que é a razão entre a matéria seca e o conteúdo de nutrientes na serapilheira. Para usar este conceito, foi assumido que a Mata de Galeria está em 'steady-state', a produtividade primária líquida aérea é igual a da serapilheira, e que a perda de nutrientes na serapilheira foi igual ao total de nutrientes assimilado pelas plantas.

2.3. Decomposição e disponibilização de nutrientes da serapilheira

A **taxa de decomposição** e a **disponibilização de nutrientes da decomposição** foram determinadas de acordo com o método de confinamento de serapilheira, utilizado para estudos de decomposição na superfície do solo (Lowman, 1988).

Em cada comunidade, em março de 2001, a serapilheira foi coletada na superfície do solo, separadamente, seca em estufa (80°C) até peso constante. Trinta sacolas de tela de nylon (25 cm x 25 cm e 2 mm de malha), contendo, cada uma, 10 gramas de material seco, foram identificadas e colocadas no campo em março de 2001, em pontos definidos em cada uma das comunidades. A cada 60 dias, cinco sacolas eram sorteadas e retiradas de cada comunidade; o material retirado das sacolas era pesado, seco em estufa, moído e armazenado. As datas de coleta foram 09/05/01, 11/07/01, 10/09/01, 07/11/01, 09/01/02 e 13/03/02. As análises químicas das amostras foram feitas como descritas anteriormente para a serapilheira.

O modelo adotado para o cálculo da constante de decomposição foi o da exponencial negativa simples (Olson, 1963), calculado a partir dos resultados de peso seco: $X_t/X_o = e^{-kt}$, onde: X_t = massa final (g) de serapilheira no tempo t , X_o = massa inicial (g) de serapilheira, t = tempo de residência no campo, expresso em anos, e = base dos logaritmos naturais, k = constante da taxa de decomposição. O modelo de exponencial negativa descreve o processo de decomposição. O valor de "k" indica a velocidade da decomposição. Quanto menor o valor de "k", mais lenta é a taxa de decomposição. Esse modelo faz a projeção da decomposição, permitindo o cálculo da meia vida da serapilheira.

2.4. Retranslocação interna de nutrientes

Para comparar a **taxa de retranslocação de nutrientes**, isto é, da movimentação de nutrientes (Piatek & Allen, 2000) dentro da planta, três indivíduos de 15 espécies lenhosas (três espécies da comunidade úmida, seis espécies da comunidade intermediária, três espécies da comunidade seca e três espécies comuns às três comunidades), foram selecionados na área de estudo (Tabela 20). Para as espécies comuns às três comunidades, foi selecionado um indivíduo em cada comunidade. O material foliar verde foi coletado em abril de 2001 e o material seco em agosto de 2001. Após a coleta o material foi lavado em água destilada e colocado para secar a 70°C, até peso constante. A concentração de nutrientes (g kg^{-1}) foi determinada como descrita para as amostras de serapilheira.

O critério para seleção das espécies foi os maiores valores de Índice de Valor de Importância (IVI = densidade relativa + dominância relativa + frequência relativa) em cada comunidade (de acordo com Silva Júnior, 1995). Apesar desse estudo ter sido conduzido em 1988 (ver material e métodos, em introdução geral), acreditamos que poucas mudanças florísticas e estruturais tenham ocorrido na mata. Alguns estudos em florestas tropicais indicaram que, em áreas não atingidas por distúrbios severos, ocorreram poucas mudanças na densidade e composição de espécies, sugerindo uma aparente estabilidade (Swaine *et al.*, 1987).

A ciclagem interna de nutrientes (taxa de retranslocação) foi avaliada comparando-se a concentração dos elementos N, P, K, Ca, Mg e S em folhas verdes e em folhas que sofreram abscisão (Vitousek & Sanford, 1986), como mostrado a seguir:

$$\text{TR (\%)} = (C_i - C_f) / C_i \times 100$$

onde:

TR = taxa de retranslocação

C_i = concentração na folha verde

C_f = concentração na folha seca

Tabela 20. Espécies lenhosas utilizadas para determinação da taxa de retranslocação de nutrientes. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

ESPÉCIE	FAMÍLIA	COMUNIDADE VEGETAL
<i>Emmotum nitens</i>	Icacinaceae	Úmida
<i>Protium almecega</i>	Burseraceae	Úmida
<i>Virola sebifera</i>	Myristicaceae	Úmida
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Leguminosae	Intermediária
<i>Faramea cyanea</i>	Rubiaceae	intermediária
<i>Inga alba</i>	Leguminosae	Intermediária
<i>Jacaranda peberula</i>	Bignoniaceae	Intermediária
<i>Maprounea guianensis</i>	Euphorbiaceae	Intermediária
<i>Tapura amazonica</i>	Dichapetalaceae	Intermediária
<i>Callistene major</i>	Vochysiaceae	Seca
<i>Eriotheca pubescens</i>	Bombacaceae	Seca
<i>Lamanonia ternata</i>	Cunoniaceae	Seca
<i>Bauhinia rufa</i>	Leguminosae	comum às três comunidades
<i>Sclerolobium paniculatum</i> *	Leguminosae	comum às três comunidades
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	comum às três comunidades

* variedade *rubiginosum*

2.5. Análise estatística

Os dados foram analisados estatisticamente usando o procedimento 'General Linear Models' (GLM) para análise de variância (ANOVA) do programa Statistica (StatSoft, 2001). As análises usaram tratamento (comunidades úmida, intermediária e seca) em ANOVA de um fator; e tratamento e data de coleta como os efeitos em ANOVA de dois fatores. Quando havia diferenças ($p < 0,05$) testes de comparação de Tukey foram usados para determinar qual média diferia significativamente.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Produção de serapilheira

Nas três comunidades, a produção de serapilheira ocorre durante toda a estação seca, entre junho e setembro com pico de queda no final de julho (Figura 28c).

A **produção de serapilheira** das comunidades úmida, intermediária e seca foi, respectivamente, 6,1; 7,2 e 7,0 t ha⁻¹ ano⁻¹, e a biomassa de folhas foi 70% da serapilheira total (Tabela 21). Ocorre variação (espacial) na acumulação de serapilheira entre a comunidade úmida e as demais ($p \leq 0,05$). A produção de serapilheira foliar foi muito semelhante entre as comunidades durante a maior parte do ano, e a diferença ocorre na estação seca, quando há menor produção pelas plantas da comunidade úmida, em relação às outras comunidades (Figura 28a). Isto pode ser atribuída à presença do lençol freático mais próximo à superfície do solo, o que resulta em maior disponibilidade hídrica para as plantas, ao contrário das plantas da comunidade seca, que provavelmente sofrem estresse hídrico no período seco (ver capítulo 4).

A produção de serapilheira denominada miscelânea representa aproximadamente 50% da serapilheira foliar (Figura 28 b e Tabela 21). Os picos de queda de flores e inflorescências ocorrem entre maio e setembro, a queda de frutos ocorreu entre setembro e março. A queda de pequenos galhos e cascas de árvores ocorreu durante todo o ano, principalmente, nos meses de dezembro e janeiro, quando ocorreram chuvas mais intensas.

A produção de serapilheira para áreas de Cerrado típico variou entre 2,1-2,4 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Peres *et al.*, 1983; Silva, 1983; Nardotto, 2000). Em Cerradão foi encontrado 7,8 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Peres *et al.*, 1983), valor próximo ao da Mata de Galeria. A maior densidade do estrato lenhoso no Cerradão e Mata de Galeria em relação ao Cerrado foi responsável pelas diferenças entre a produção de serapilheira das fitofisionomias.

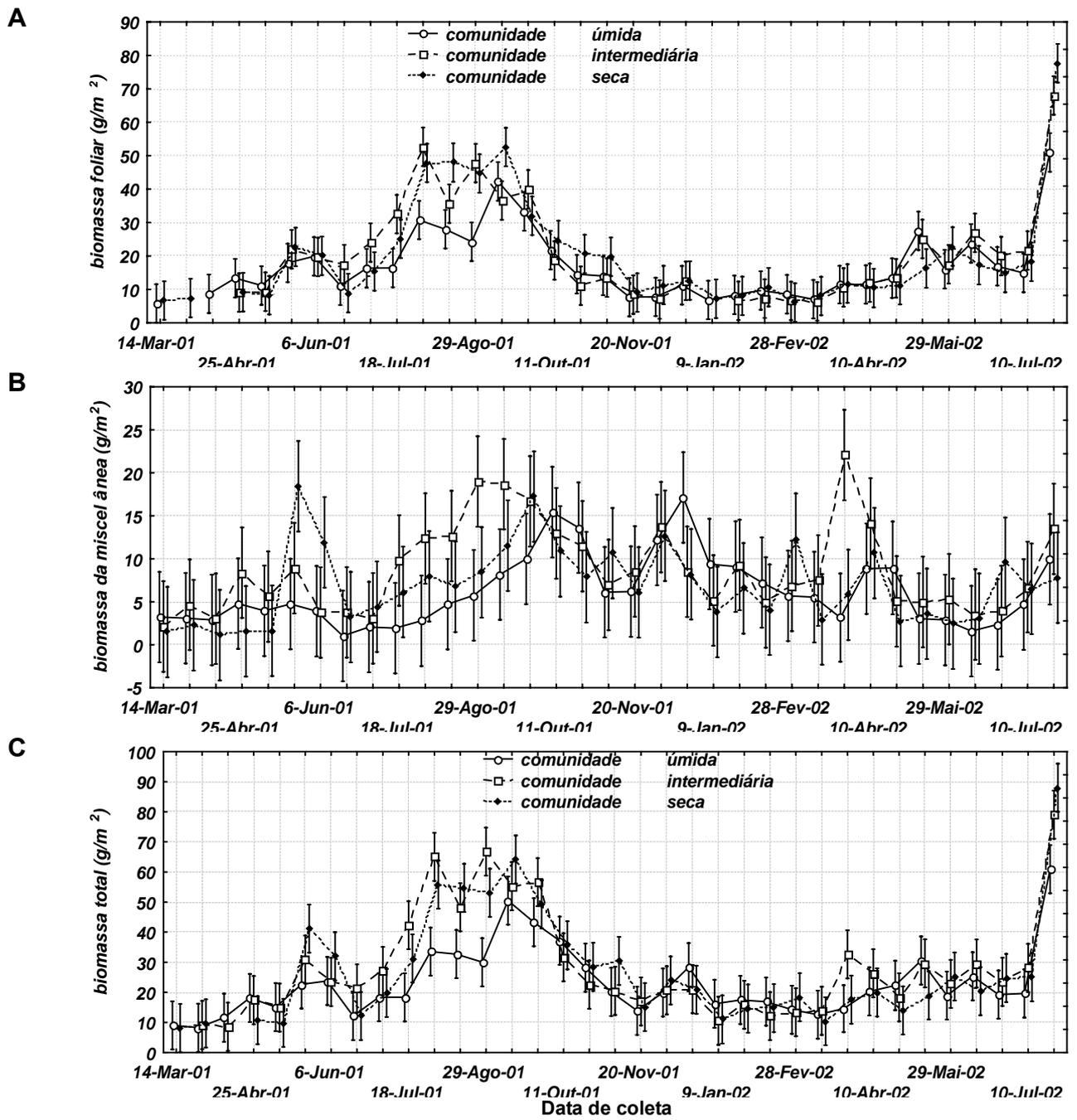


Figura 28. Biomassa quinzenal da serapilheira (foliar, da miscelânea e total) nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002). (n=20, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

Tabela 21. Produção anual (agosto de 2001 a julho de 2002) de serapilheira (foliar, miscelânea e total), estoque de serapilheira sobre o solo e tempo de residência média ($1/K$) nas comunidades úmida, intermediária e seca (os números entre parênteses indicam o erro padrão). Valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Comunidade	Biomassa foliar (t ha ⁻¹)	Biomassa da miscelânea (t ha ⁻¹)	Biomassa total (t ha ⁻¹)	Estoque de serapilheira no solo (t ha ⁻¹)	$1/K_L$ (ano)
Úmida	4,3 (0,02) b	1,8 (0,02) b	6,1 (0,03) b	3,7 (0,6) a	0,60 a
Intermediária	4,8 (0,02) a	2,4 (0,03) a	7,2 (0,04) a	3,7 (0,4) a	0,51 a
Seca	5,2 (0,03) a	1,8 (0,02) b	7,0 (0,03) a	4,5 (0,9) a	0,65 a

Em Matas de Galeria do Estado de São Paulo a **quantidade de serapilheira acumulada sobre o solo** da mata variou entre 9,5 a 12,5 t ha⁻¹ (Delitti, 1989), enquanto Moreira-Burger & Delitti (1999) encontraram 3,2 t ha⁻¹. Por tratar-se de mata ciliar periodicamente inundada, estes autores consideraram que a menor quantidade de biomassa sobre o solo, foram devidas às perdas de serapilheira para o rio. Segundo Moreira-Burger & Delitti (1999) a maior biomassa de serapilheira, que é consequência da maior fitomassa (133,3 t ha⁻¹), de matas ciliares na região de domínio dos Cerrados, no Estado de São Paulo, está condicionada à maior disponibilidade hídrica decorrente da proximidade do lençol freático e do rio. Em matas ciliares há uma rede de inter-relações entre altura do lençol freático, composição de espécies e quantidade de carbono no solo. A dinâmica de produção de serapilheira tem efeito sobre a incorporação da matéria orgânica e carbono no solo e estes componentes, em conjunto com a dinâmica de raízes afetam o estoque de carbono no solo (Morellato, 1992; Durigan *et al.*, 1996).

A produção anual de serapilheira na Floresta Atlântica foi estimada em 6,3 t ha⁻¹ na Ilha do Cardoso (SP) (Moraes *et al.*, 1999), 7,0 t ha⁻¹ na Reserva Biológica de Paranapiacaba em Santo André (SP) (Domingos *et al.*, 1997) e 8,3 t ha⁻¹ em Angra dos Reis (RJ) (Louzada *et al.*, 1995). A produção de serapilheira é contínua ao longo do ano com ocorrência de queda máxima de serapilheira no início da estação chuvosa e a distribuição percentual da fração folhas da serapilheira é em torno de 72%.

Em floresta de terra firme da Amazônia, a produção de serapilheira varia de 6,9-9,7 t ha⁻¹ano⁻¹ (Dantas & Phillipson, 1986; Smith *et al.*, 1998). A distribuição percentual da fração folhas da serapilheira é semelhante ao de Floresta Atlântica.

A estimativa do **estoque de serapilheira sobre o solo** da Mata de Galeria variou de 3,7 t ha⁻¹ nas comunidades úmida e intermediária e 4,5 t ha⁻¹ na comunidade seca (Tabela 21). O **tempo de residência (1/K_L)** foi 0,51, 0,60 e 0,65 ano nas comunidades intermediária, úmida e seca. Diferenças significantes entre os estoques de serapilheira no solo das comunidades não foram detectadas ($p \leq 0,05$) (Tabela 21). O estoque de serapilheira sobre o solo da mata foi semelhante ao estimado em uma floresta de terra firme em Roraima (4,6 t ha⁻¹) (Scott *et al.*, 1992), mas inferior ao determinado por Smith *et al.* (1998) na Reserva Curuá-Una no Pará (7,2 t ha⁻¹).

O tempo de residência da serapilheira estimada para o Cerrado é 2,7 anos (Resende, 2001) e em florestas de terra firme na Amazônia varia de 0,45 ano em Roraima (Scott *et al.*, 1992), a 0,74 ano em Curuá-Una (Smith *et al.*, 1998). Evidentemente, o quociente de ciclagem da serapilheira está diretamente relacionado à umidade do solo ao longo do ano.

3.2. Composição química da serapilheira

As concentrações de nutrientes na serapilheira foliar (Tabela 22) apresentaram-se na ordem N > Ca > Mg > K > S > P. As concentrações de N, P e S foram significativamente maiores na comunidade intermediária e de K, Ca, Mg na comunidade seca ($p \leq 0,05$).

Tabela 22. Concentração anual de nutrientes na serapilheira foliar das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Valores em g do nutriente por kg da serapilheira, desvio padrão entre parênteses (agosto de 2001 a julho de 2002). Valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Comunidade	N	P	K	Ca	Mg	S
	g kg ⁻¹					
Úmida	108,58 (0,31) a	4,58 (0,02) a	27,77 (0,17) a	54,44 (0,31) a	29,57 (0,13) a	8,11 (0,02) a
Intermediária	116,50 (0,36) b	5,22 (0,02) b	30,25 (0,20) b	64,56 (0,43) b	30,43 (0,15) a	9,11 (0,03) b
Seca	104,96 (0,37) a	4,33 (0,02) a	36,74 (0,23) c	76,83 (0,49) c	39,93 (0,22) b	8,30 (0,03) a

Ocorreram variações das concentrações da maioria dos elementos durante o ano. As menores concentrações de N, P e S na estação seca em relação à estação chuvosa podem ser atribuídas ao fato de que, parte da serapilheira foliar da estação chuvosa foi composta de folhas verdes que caem devido às chuvas intensas que ocorrem nesse período. O elemento K apresentou valores menores na estação chuvosa (Figuras 29 e 30), Ca e Mg apresentaram menor variação ao longo do ano, com valores maiores em novembro para Ca e setembro e novembro para Mg. Os valores apresentados por Ca e Mg foram bastante distintos entre as comunidades, isto é, as suas concentrações ocorreram na seguinte ordem: comunidade seca > comunidade intermediária > comunidade úmida.

Os estoques de nutrientes na serapilheira foliar (Tabela 23), cálculo da concentração que considera a biomassa de cada fração da serapilheira, também se apresentaram na ordem N > Ca > Mg > K > S > P. A distribuição dos estoques de nutrientes entre as comunidades seguiu padrão semelhante ao apresentado pela concentração de nutrientes, com algumas exceções. Os valores de N, Ca e S foram estatisticamente semelhantes nas comunidades intermediária e seca, e maiores que na comunidade úmida ($p \leq 0,05$).

A variação do estoque dos nutrientes ao longo do ano ocorreu entre a estação seca e a estação chuvosa e demonstrou tendência sazonal nítida (Figuras 31 e 32). Essa sazonalidade ocorreu, evidentemente, porque o cálculo considerou a produção de biomassa.

Os valores de fluxo anual de nutrientes via queda de **serapilheira (foliar)** na Mata de Galeria foram muito superiores aos estimados para Cerrado denso (N= 12,7; P= 0,4; K= 2,3; Ca= 4,7; Mg= 1,9; e S= 0,7 kg ha⁻¹ano⁻¹) (Nardoto, 2000) e muito inferiores aos estimados para Mata Atlântica. Neste ecossistema, o retorno anual de nutrientes (N= 101,8-120,8; P= 3,8-5,1; K= 9,5-20,3; Ca= 60-70,8; Mg= 8,5-18 e S= 10,6-14,6 kg ha⁻¹ de S) (Domingos *et al.*, 1997; Moraes *et al.*, 1999) também é maior que em Floresta de Restinga (N= 27,5; P= 1,0; K= 6,5; Ca= 30,0; Mg= 10,9 e S= 6,6 kg ha⁻¹) (Domingos *et al.*, 1997). O maior retorno anual de elementos minerais na Floresta Atlântica em relação pode ser atribuído à maior fertilidade dos solos (Moraes *et al.*, 1999).

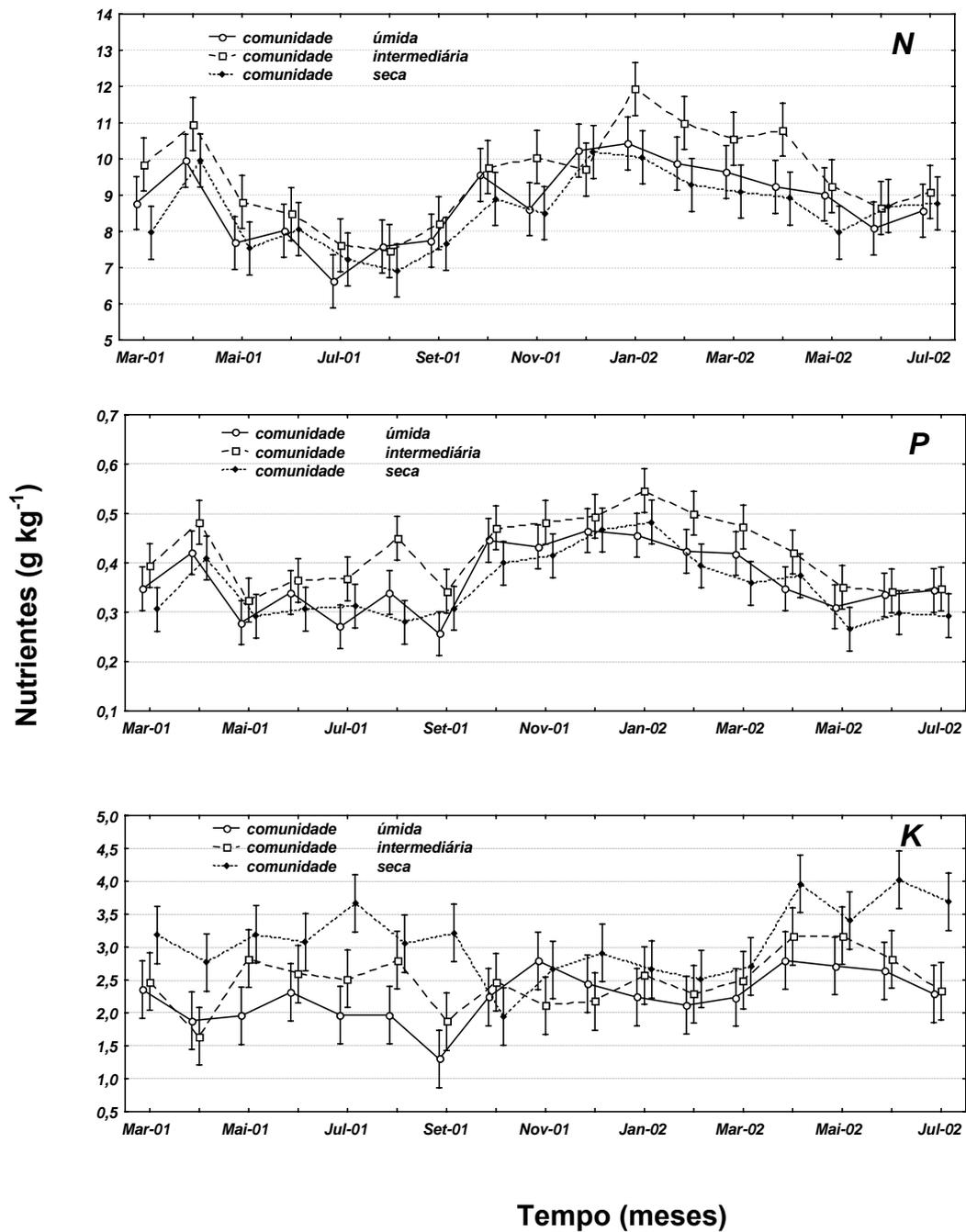


Figura 29. Concentração mensal de nutrientes (N, P e K) (em g kg^{-1}) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (março de 2001 a julho de 2002).

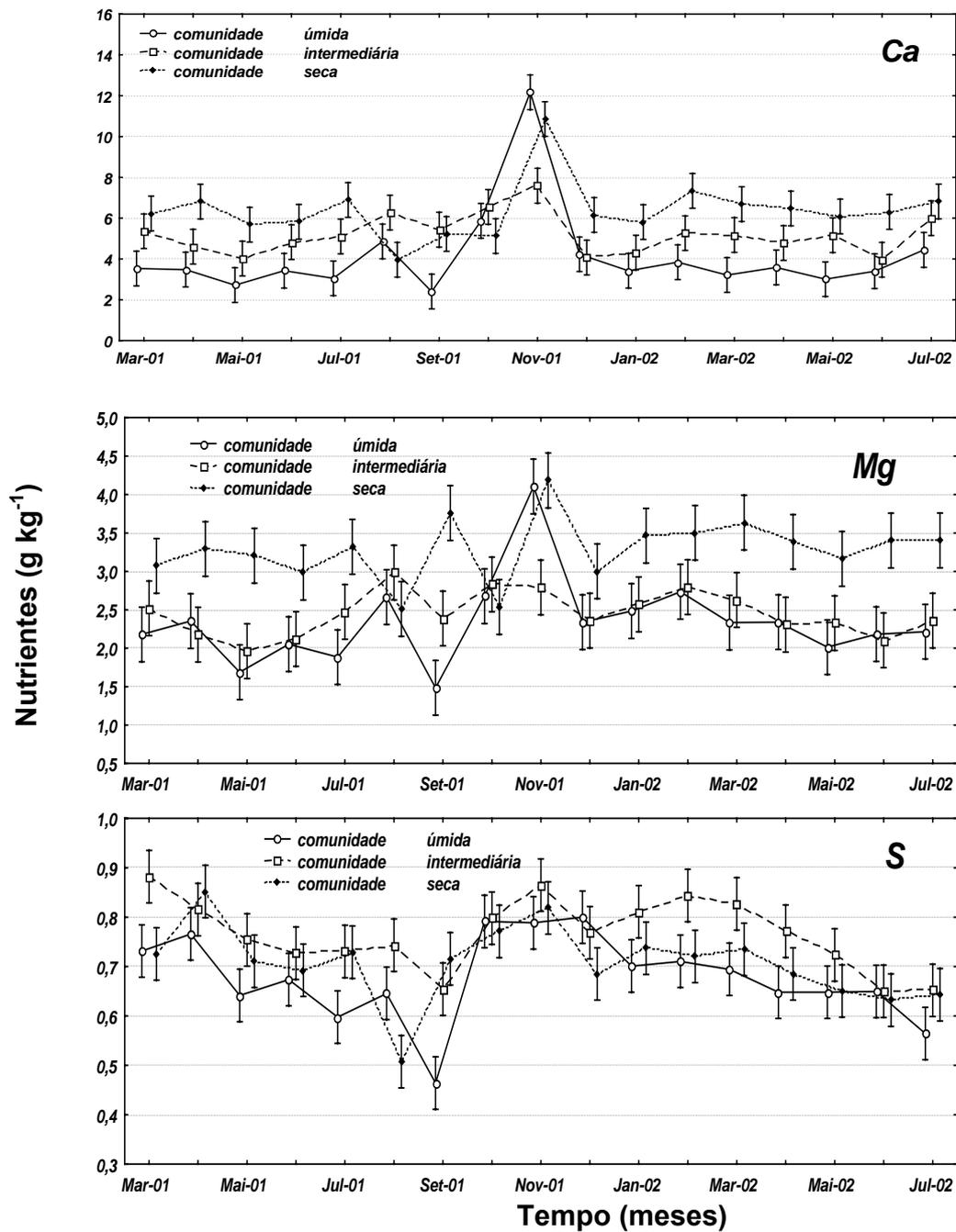


Figura 30. Concentração mensal de nutrientes (Ca, Mg e S) (em g kg⁻¹) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (março de 2001 a julho de 2002).

Tabela 23. Estimativa do estoque anual de nutrientes na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Valores em quilogramas do nutriente por hectare, desvio padrão entre parênteses (agosto de 2001 a julho de 2002). Valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Comunidade	Biomassa	C*	N	P	K	Ca	Mg	S
kg ha ⁻¹ ano ⁻¹								
Úmida	4318,18 (38,67) a	2159,1	36,73 (0,32) a	1,46 (0,01) a	8,95 (0,07) a	18,17 (0,20) a	9,72 (0,09) a	2,69 (0,03) a
Intermediária	4787,31 (36,60) ab	2393,6	42,33 (0,34) b	1,89 (0,01) b	11,57 (0,09) b	25,97 (0,25) b	12,03 (0,11) b	3,42 (0,03) b
Seca	5160,10 (47,96) b	2580,0	42,16 (0,38) b	1,61 (0,01) a	15,65 (0,15) c	29,87 (0,35) b	16,49 (0,18) c	3,37 (0,03) b

* considera-se que a biomassa da serapilheira possui 50% de carbono

A Floresta de Restinga mostrou-se um ecossistema bem adaptado às condições de oligotrofismo, apresentando grande eficiência na utilização dos nutrientes. (Domingos *et al.*, 1997). Os valores de fluxo anual de nutrientes via queda de serapilheira em floresta de terra firme na Amazônia foram maiores que os de Mata de Galeria para a maioria dos elementos (N= 118; P= 7; K= 49; Ca= 64 e Mg= 24 kg ha⁻¹ano⁻¹) (Scott *et al.*, 1992).

A eficiência do uso de nutrientes (NUE) na serapilheira foliar apresenta pouca variação entre as comunidades (Tabela 24). A comunidade seca foi mais eficiente com N e P que as outras comunidades. Por outro lado, a comunidade úmida foi mais eficiente com K, Ca, Mg e S. A eficiência na utilização de P é maior que N nas três comunidades. A eficiência na utilização dos principais nutrientes em uma área de Cerrado típico, calculada a partir de dados obtidos por Nardoto (2000) foi superior aos valores obtidos para a Mata de Galeria (Tabela 24). Numa plantação de dez espécies tropicais em Porto Rico, a eficiência de utilização de P mostrou maior variação (entre 1500 a 6000), quando comparado à eficiência de utilização de N (em torno de 100) (Cuevas & Lugo, 1998). Os autores consideram que as diferenças na utilização de P estão mais relacionadas aos diferentes requerimentos das espécies, do que da disponibilidade de P. A eficiência de utilização de N estimada em floresta de terra firme na Amazônia varia entre 54-85 (Smith *et al.*, 1998).

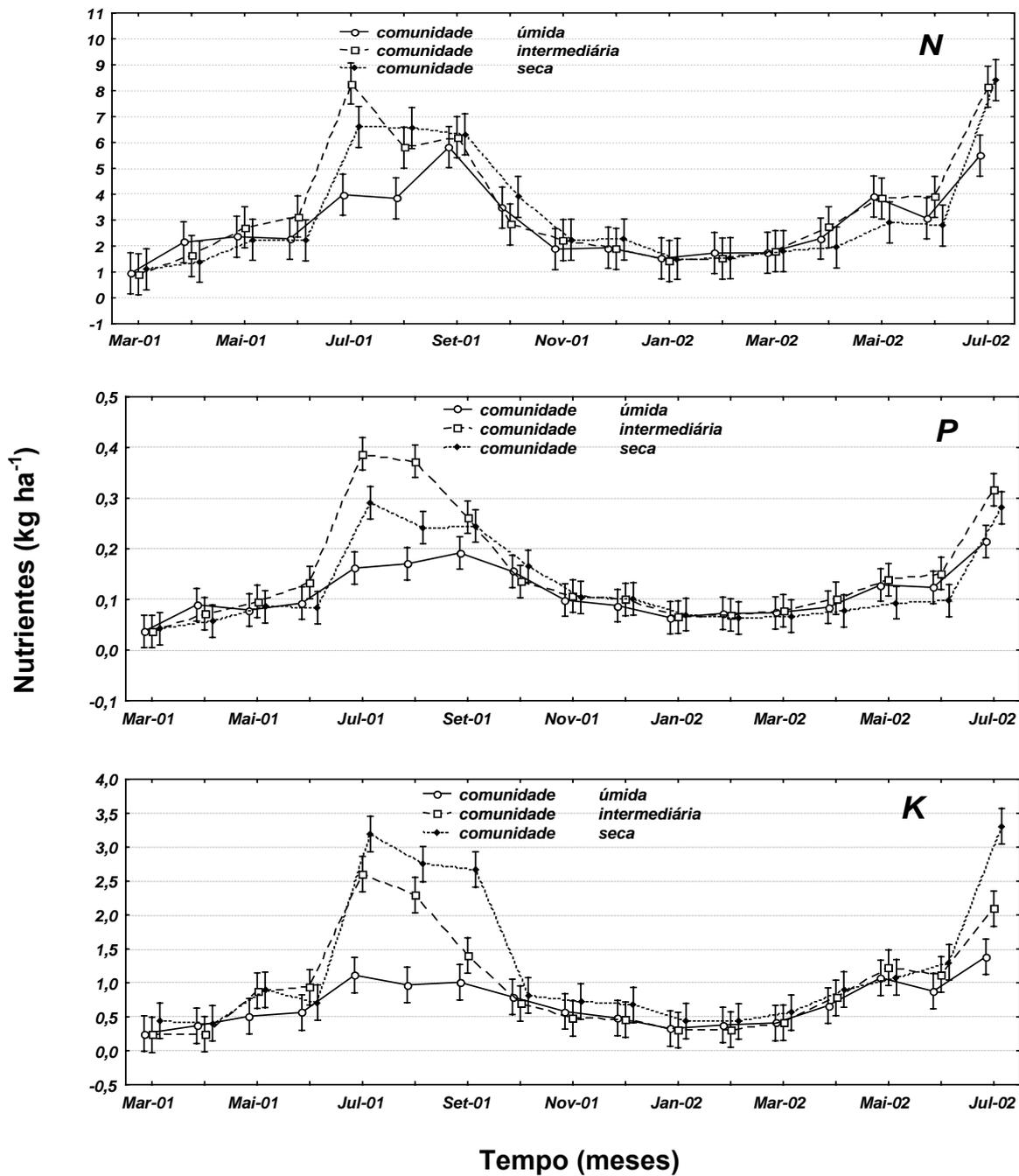


Figura 31. Estoque mensal de nutrientes (N, P e K) (em kg ha⁻¹) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002).

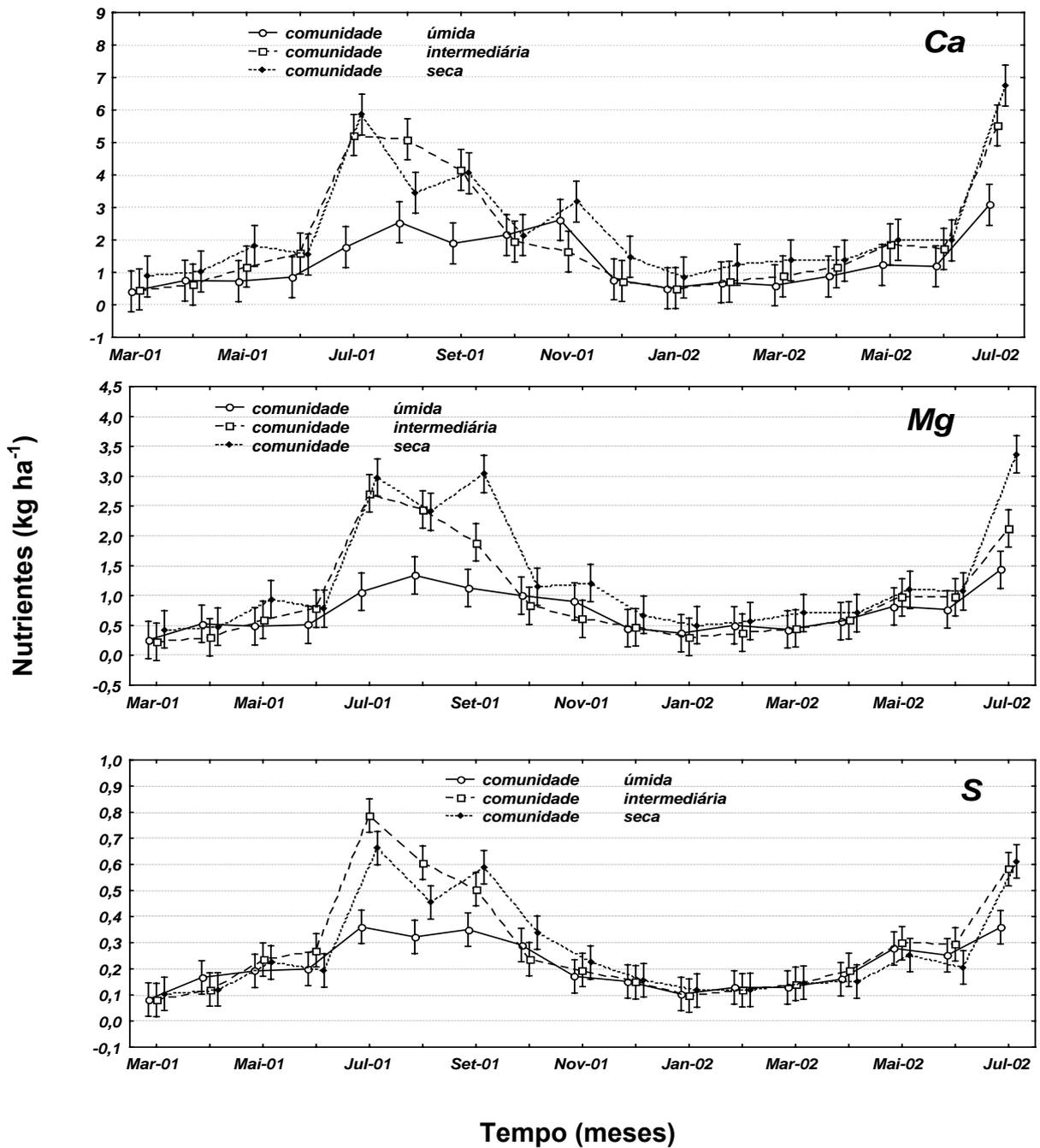


Figura 32. Estoque mensal de nutrientes (C, Mg e S) (em kg ha⁻¹) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a julho de 2002).

Tabela 24. Estimativa da eficiência do uso de nutrientes (NUE) na serapilheira foliar das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca e Cerrado Típico. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Comunidade	N	P	K	Ca	Mg	S
Úmida	117,57	2957,66	482,48	237,65	444,26	1605,27
Intermediária	113,09	2532,97	413,77	184,34	397,95	1399,80
Seca	122,39	3205,03	329,72	172,75	312,92	1531,19
Cerrado Típico ¹	136,7	4340,0	754,8	369,4	913,7	2480,0

¹ Dados obtidos a partir de Nardoto (2000).

3.3. Decomposição e disponibilização de nutrientes da serapilheira

Dados mensais de teor gravimétrico de água no solo e de precipitação são apresentados na Figura 33. A perda percentual de massa de serapilheira em função do tempo de permanência no campo das sacolas de decomposição nas comunidades úmida, intermediária e seca é mostrada na Figura 34.

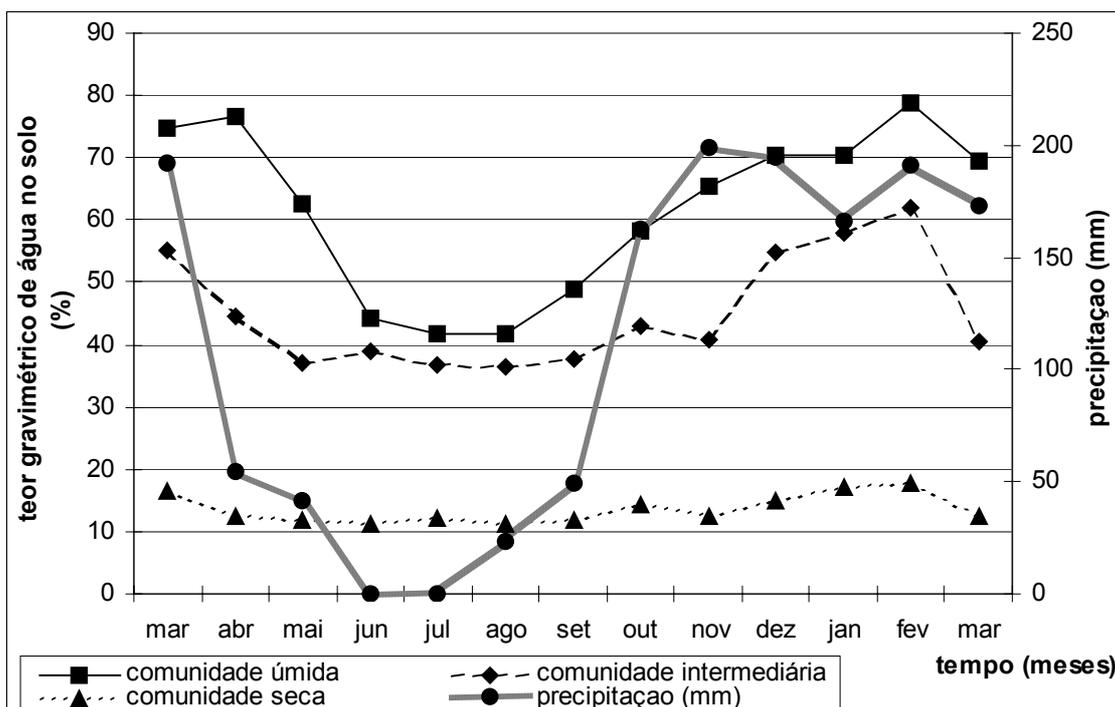


Figura 33. Teor gravimétrico de água no solo (%) entre 0-5 cm de profundidade, nas comunidades vegetais da área de estudo e precipitação mensal (mm) (março de 2001 a março de 2002).

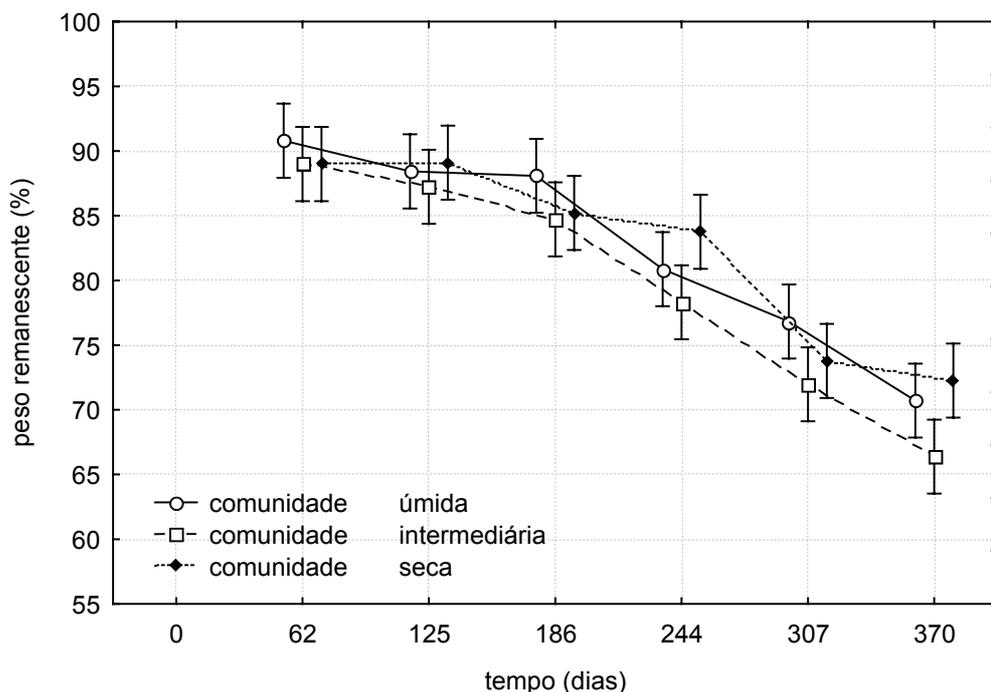


Figura 34. Perda percentual de peso seco durante a decomposição da serapilheira, em função do tempo de permanência no campo, nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95%.

As perdas percentuais de massa da serapilheira foram de aproximadamente 30%, nas três comunidades (Figura 34). Para as comunidades úmida, intermediária e seca foram encontradas, respectivamente, valores de 1,99 ano (770 dias), 1,69 ano (630 dias), e 2,13 anos (786 dias) anos para que 50% do material da serapilheira sejam decompostos (Tabela 25). A velocidade de decomposição foi maior na comunidade intermediária ($k=0,41$) em relação aos valores obtidos nas comunidades úmida ($k=0,35$) e seca ($k=0,31$). A meia vida da serapilheira em áreas de Cerrado Típico registrada por Constantino (1988) foi de 2,3-3 anos e por Resende (2001) foi de 2,2 anos e $k= 0,31$, valores semelhantes aos da comunidade seca. Em clareiras artificiais em floresta de terra firme na Amazônia os valores de “k” variaram entre 0,6 a 2,6 (Luizão *et al.* 1998).

Tabela 25. Modelo de exponencial negativa para a decomposição da serapilheira das comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. O valor 'k' é a constante de decomposição e $t_{50\%}$ é o tempo de decomposição de 50% do peso inicial da serapilheira (março de 2001 a março de 2002).

Comunidade	k (anos)	$t_{50\%}$ (anos)	R ²
Úmida	0,35	1,99	0,79
Intermediária	0,41	1,69	0,85
Seca	0,32	2,13	0,72

A decomposição da matéria orgânica requer umidade, contudo, condições de baixa umidade e de excesso de umidade reduzem a decomposição microbiana. Ambientes marginais ao córrego, da comunidade úmida, onde a declividade é pouco acentuada, durante a estação chuvosa podem sofrer efeito de inundação, o que resultaria numa condição de anaerobiose. Nesse caso, a saturação da água perto da superfície é maior (Haridasan, 1998) e a taxa de decomposição da serapilheira é mais lenta, porque sofre limitações pela baixa concentração de oxigênio no solo. Isso explicaria os maiores valores de "k", isto é, decomposição mais rápida, na comunidade intermediária, que apresenta condições de umidade do solo o ano todo e não apresenta encharcamento do solo na estação chuvosa. Da mesma forma, a menor taxa de decomposição na comunidade seca pode ser atribuída à baixa umidade do solo e conseqüentemente, limitação de água no solo durante a estação seca.

A composição química da serapilheira é outra importante variável que pode afetar a taxa de decomposição. O conteúdo de lignina, nitrogênio, hemicelulose, e compostos secundários (particularmente ácidos fenólicos) são as variáveis mais importantes (Facelli & Pickett, 1991). Zhang & Zak (1995) mostraram que baixos valores de C/N e altos de N foram correlacionados com maior atividade microbiana, e conseqüentemente, alta taxa de decomposição. A serapilheira de espécies da comunidade intermediária como *I. alba*, *C. langsdorffii*, *T. amazônica*, *F. cyanea* e *J. peberula* apresentam menores valores de relação C/N (Figura 35) que espécies de outras comunidades. Os maiores valores de C/N foram apresentados por *L. ternata* e *E. pubescens*, ambas da comunidade seca. Os maiores valores de N foram apresentados pelas espécies *I. alba*, *C. langsdorffii* e *J. peberula*, e os menores valores, por *L. ternata* e *E. pubescens* (Figura 35). De maneira geral, espécies

lenhosas da comunidade seca apresentam folhas mais espessas e pilosas que espécies das comunidades úmida e intermediária. Durante a decomposição, o C é usado com fonte de energia por decompositores, enquanto N é assimilado por microorganismos, então altas concentrações de N na folha promove decomposição da serapilheira (Singh & Gupta, 1977).

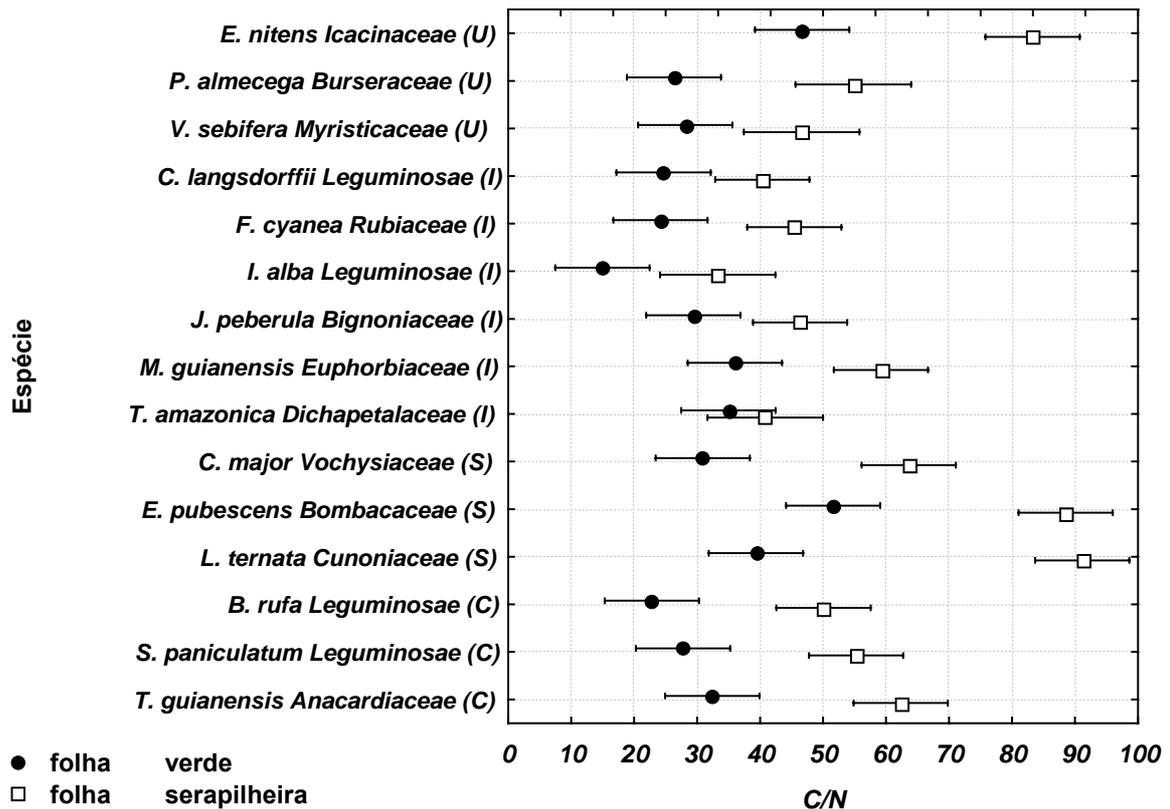


Figura 35. Relação C/N em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas das comunidades úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

O padrão de decaimento da concentração da maior parte dos nutrientes foi semelhante entre as comunidades, para a maior parte deles (Figura 36). A concentração de K sofreu rápido declínio até a primeira avaliação (60 dias) e Mg sofreu redução ao longo do tempo (Figura 36). A concentração de Ca manteve-se estável, entre o tempo inicial e o décimo mês, e apresentou uma tendência de redução

após esse período. A concentração de Ca na serapilheira da comunidade seca foi muito superior à concentração de Ca nas demais comunidades.

As concentrações de N, P e S ao contrário dos outros nutrientes, aumentaram com o tempo. Aumentos na concentração de N da serapilheira também foram encontrados em outros estudos (Mellilo *et al.*, 1982, Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003). Vários mecanismos, isoladamente ou em conjunto, podem acrescentar N: fixação, absorção de amônia atmosférica, lixiviação do dossel, deposição atmosférica, translocação e/ou imobilização de fungos (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003).

Avaliando-se a perda percentual em massa de nutrientes ao longo do tempo, observa-se que K é o elemento mais móvel, chegando a uma redução de 87% na comunidade úmida (Figura 37). Nesta comunidade, os elementos Mg e Ca sofreram uma redução de até 74% e de 56%, respectivamente. Essas perdas são maiores que a perda percentual da serapilheira (Figura 34). Em contraste, houve menores perdas percentuais de P, S e N. Os menores valores encontrados para P nas comunidades úmida, intermediária e seca foram 23%, 25% e 20%, respectivamente. As perdas de S foram 15% e 17% e de N foram 9% e 6% nas comunidades úmida e intermediária, respectivamente. Esses valores foram registrados no auge da estação seca (186 dias após o início do estudo). Na comunidade seca foi observada imobilização de S e N. Um padrão de retenção de P, S e N na serapilheira, durante a estação chuvosa, foi observado nas três comunidades. A sazonalidade é um fator determinante no processo de perdas de nutrientes.

A ordem dos percentuais de liberação de nutrientes da serapilheira (Figura 36) na Mata de Galeria ($K > Mg > Ca > P \geq S > N$) é semelhante na maior parte da seqüência, à ordem de liberação encontrada por Resende (2001) no Cerrado ($K > Mg > Ca > P > N > S$), e por Luizão *et al.* (1998) na Amazônia ($K > Mg > Ca \geq N > P$). Elementos que, potencialmente, apresentam menores estoques disponíveis, são liberados mais lentamente do que aqueles que são abundantes. K, Mg e Ca são elementos abundantes, sua disponibilização às plantas é grande e, conseqüentemente, são facilmente lixiviados da serapilheira. Por outro lado, como no Cerrado, P, S e, principalmente, N são elementos cuja

tendência é ficarem retidos na serapilheira e, portanto, são pouco disponíveis nos solos de Matas de Galeria.

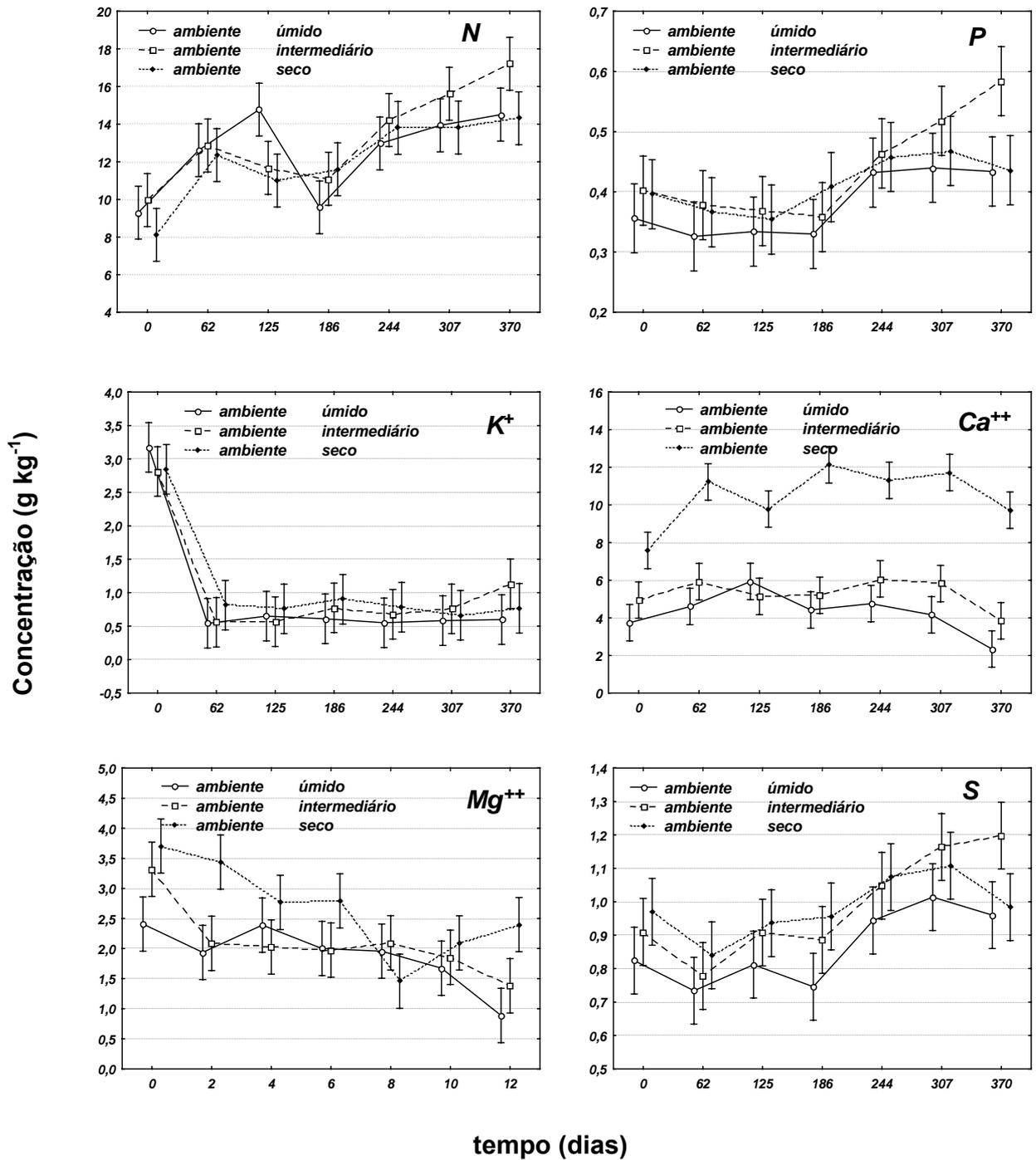


Figura 36. Concentração de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) ao longo do tempo no experimento de decomposição. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% (n=5).

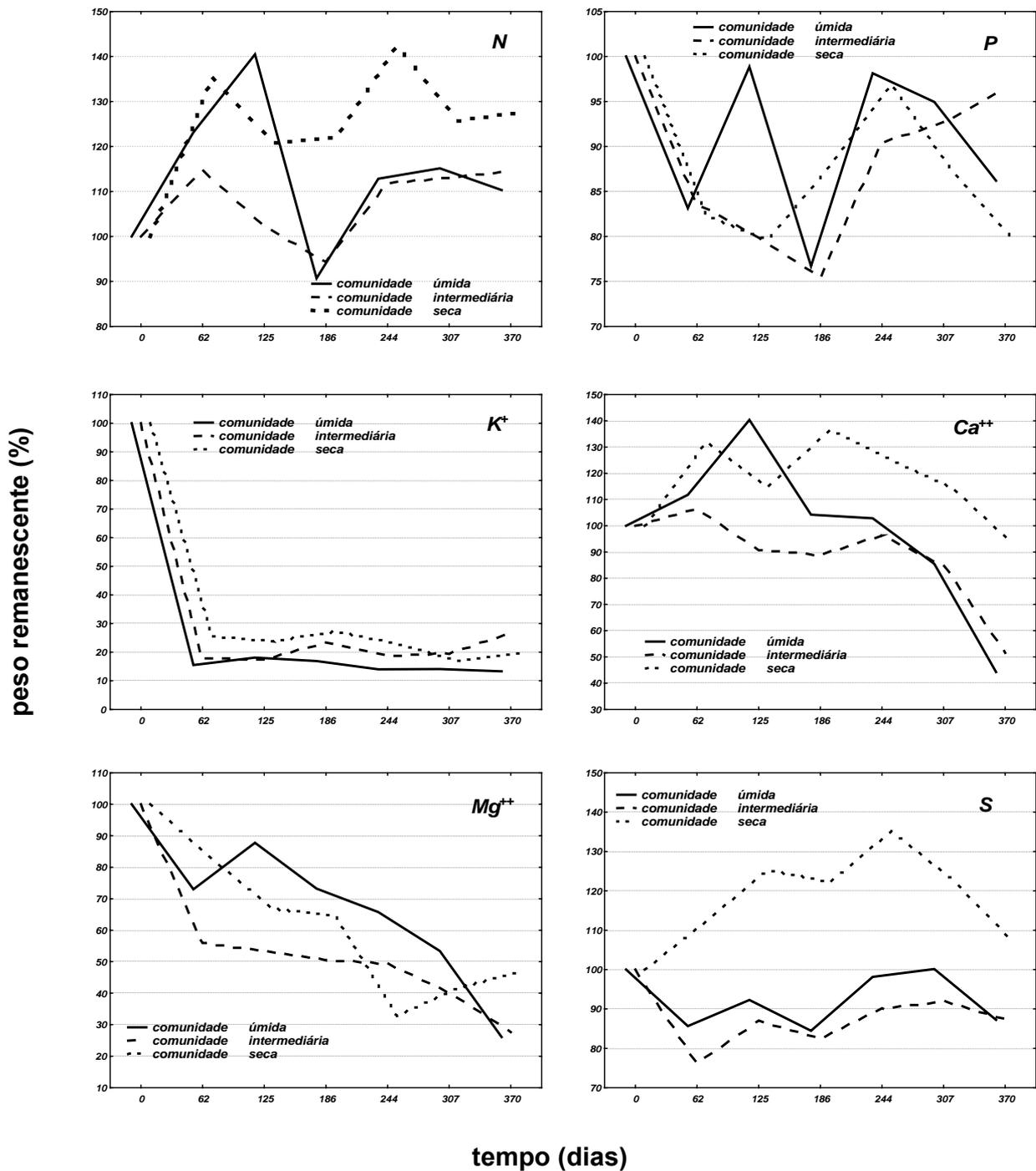


Figura 37. Estimativas das perdas percentuais em massa dos nutrientes da decomposição, considerando a média da concentração e a média de perda de peso seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (março de 2001 a março de 2002).

3.4. Retranslocação interna de nutrientes

As concentrações de nutrientes de folhas de 15 espécies da Mata de Galeria são apresentadas na Tabela 26.

As taxas de retranslocação de N são maiores que 50% nas espécies da comunidade úmida (53-55%) e nas leguminosas *I. alba* (66,3%) da comunidade intermediária e *B. rufa* (55,7%), comum às três comunidades (Figura 38). *Jacaranda peberula* da comunidade intermediária apresentou a menor taxa de retranslocação de N (27%). As taxas de retranslocação de P são maiores que 50% em todas as espécies estudadas, o valor máximo foi em *I. alba* (76,1%) (Figura 38). A retranslocação de K também é maior que 50% na maioria das espécies (*V. sebifera* = 83%), exceto *C. langsdorffii* e *I. alba*, ambas leguminosas e da comunidade intermediária, e *C. major* e *L. ternata* da comunidade seca (Figura 39). Ao contrário da maioria dos elementos, Ca apresenta retranslocação negativa, isto é, por ser um elemento praticamente imóvel no floema, acumula-se nas folhas secas e é pouco retranslocado, exceto em concentrações mínimas, por *E. nitens* (13,0%), *M. guianensis* (5,0%), *C. major* (5,3%), e *T. guianensis* (17,3%) (Figura 40).

O elemento Mg também apresenta baixa mobilidade e, conseqüentemente, acúmulo nas espécies *V. sebifera*, *F. cyanea*, *I. alba*, *C. major*, *B. rufa*, e retranslocação nas demais espécies. As maiores taxas são apresentadas por *C. langsdorffii* (43,3%) (Figura 40). Esse comportamento heterogêneo também foi verificado por Nardoto (2000) e Medina (1984). As taxas de retranslocação de S são menores que 50% em todas as espécies. Os maiores valores foram apresentados por espécies da comunidade úmida, *E. nitens* (46,0%) e *V. sebifera* (46,3%) (Figura 40).

Embora haja pouco conhecimento disponível sobre os requerimentos nutricionais em espécies de Matas de Galeria, as informações obtidas indicam tendências para os níveis de concentração dos principais nutrientes. Entre os elementos, P e N são os mais retranslocados, indicando, como já mostrado anteriormente (no trabalho de decomposição da serapilheira), serem elementos limitantes nos solos de Matas de Galeria. Medina (1984) e Vitousek & Sanford (1986)

também verificaram que cerca de 50% de N e 60% de P são retranslocados antes da queda foliar, em espécies de regiões tropicais.

As maiores taxas de retranslocação de N, P e S ocorrem na comunidade úmida, talvez, porque neste ambiente há maiores demandas por estes nutrientes. Espécies leguminosas (*I. alba* e *B. rufa*), embora sejam fixadoras de N₂ (ver capítulo 4), requerem concentrações altas de N para suas atividades metabólicas.

O elemento K é bastante retranslocado, por apresentar grande mobilidade, embora seja muito disponível no ecossistema Mata de Galeria (ver capítulo 1).

Em pântanos no sul da Geórgia, USA, espécies sempreverdes tiveram eficiência na retranslocação de P e N significativamente mais alta que espécies decíduas, mas menor eficiência no uso de P e N instantâneos e menor fotossíntese líquida em matéria seca. *Cyrilla racemiflora*, retranslocou mais de 90% do P em suas folhas, indicando que P é um nutriente limitante importante no pântano (DeLucia & Schlesinger, 1995).

Considerando o gradiente topográfico da Mata de Galeria, foi verificado que na comunidade úmida da Mata de Galeria, onde a umidade do solo é maior durante todo o ano, a **produção anual de serapilheira** é menor em relação à comunidade seca. Em função da **taxa de decomposição da serapilheira** o **estoque da serapilheira sobre o solo** e o **tempo de residência da serapilheira no solo** são iguais; e a despeito da maior umidade do solo há maior **retranslocação** de N e S e maior **eficiência do uso** de K, Ca, Mg e S pelas plantas.

Em contraste, na comunidade seca, onde há uma restrição hídrica na estação seca a **concentração** de Ca, Mg e K **nas folhas e na serapilheira** é maior, ocorre imobilização de N e S durante a **decomposição da serapilheira** e é maior a **eficiência do uso** de N e P pelas plantas.

Tabela 26. Concentração de nutrientes em espécies lenhosas da comunidade úmida, intermediária, seca e comum às três comunidades. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3)

ESPÉCIE	FAMÍLIA	COMUNIDADE	N	P	K	Ca	Mg	S
g kg ⁻¹								
<i>Emmotum nitens</i>	Icacinaceae	Úmida	10,86	0,54	3,80	3,92	2,42	0,88
<i>Protium almecega</i>	Burseraceae	Úmida	14,26	0,88	7,46	3,36	2,01	0,70
<i>Viola sebifera</i>	Myristicaceae	Úmida	17,14	0,87	7,67	1,32	2,38	1,39
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Leguminosae	Intermediária	17,24	1,01	5,22	3,37	2,70	1,07
<i>Faramea cyanea</i>	Rubiaceae	intermediária	18,24	0,70	3,99	4,71	3,24	1,10
<i>Inga alba</i>	Leguminosae	Intermediária	26,92	1,17	6,56	1,89	2,30	1,31
<i>Jacaranda peberula</i>	Bignoniaceae	Intermediária	13,03	0,70	2,68	3,60	3,06	0,83
<i>Maprounea guianensis</i>	Euphorbiaceae	Intermediária	12,59	0,53	2,65	2,13	1,97	0,84
<i>Tapura amazonica</i>	Dichapetalaceae	Intermediária	12,53	0,57	4,49	8,22	5,82	0,78
<i>Callistene major</i>	Vochysiaceae	Seca	14,06	0,70	3,42	10,03	4,05	0,88
<i>Eriotheca pubescens</i>	Bombacaceae	Seca	8,79	0,48	5,50	9,47	3,56	0,55
<i>Lamanonia ternata</i>	Cunoniaceae	Seca	8,07	0,50	4,17	12,94	4,07	0,58
<i>Bauhinia rufa</i>	Leguminosae	comum às três	17,83	1,05	6,37	4,64	3,08	0,99
<i>S.paniculatum*</i>	Leguminosae	comum às três	16,66	0,67	3,02	1,16	1,34	0,85
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	comum às três	13,65	0,82	4,89	11,10	2,88	0,81

* variedade *rubiginosum*

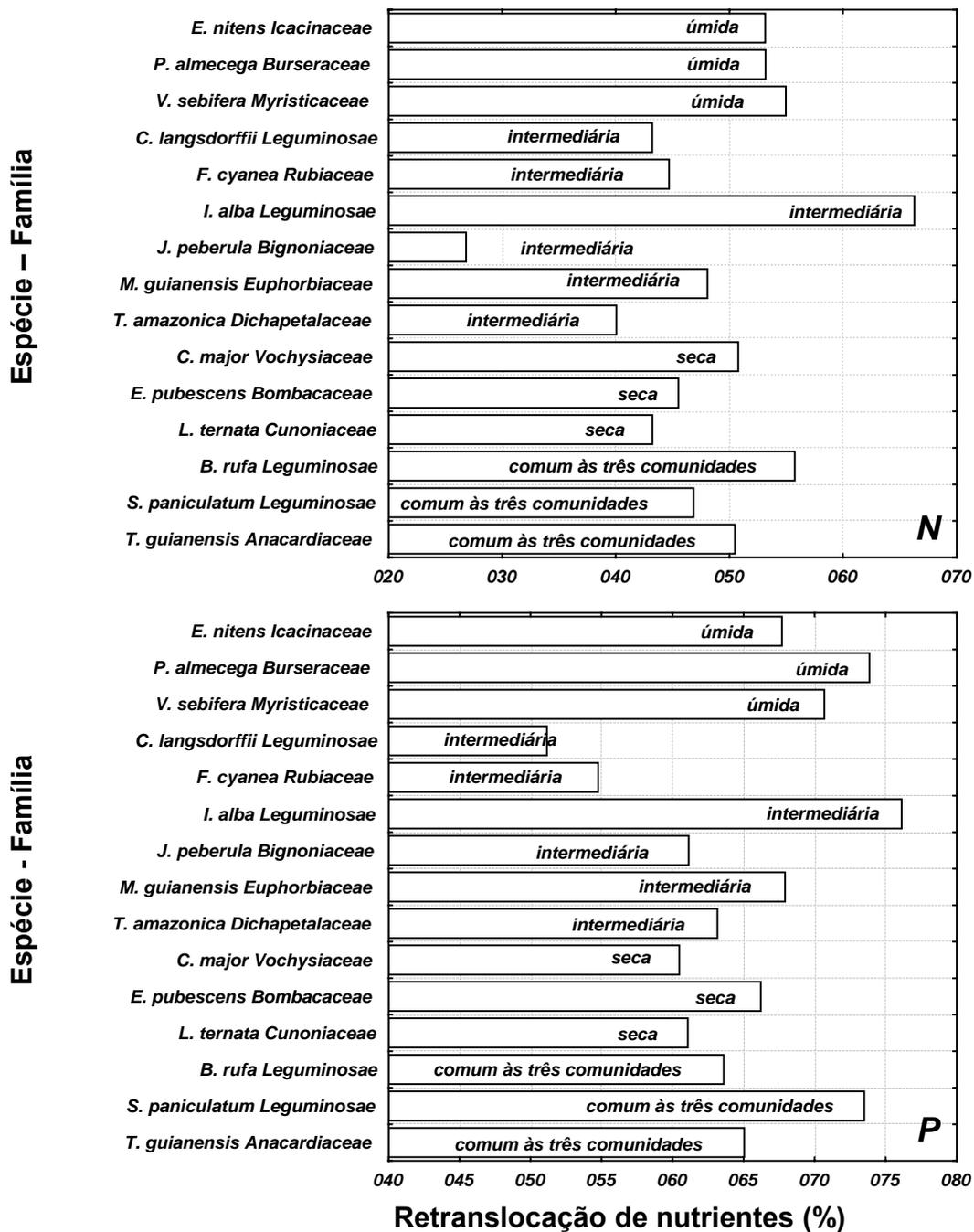


Figura 38. Taxa de retranslocação de nutrientes (N e P) de espécies lenhosas nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (n=3).

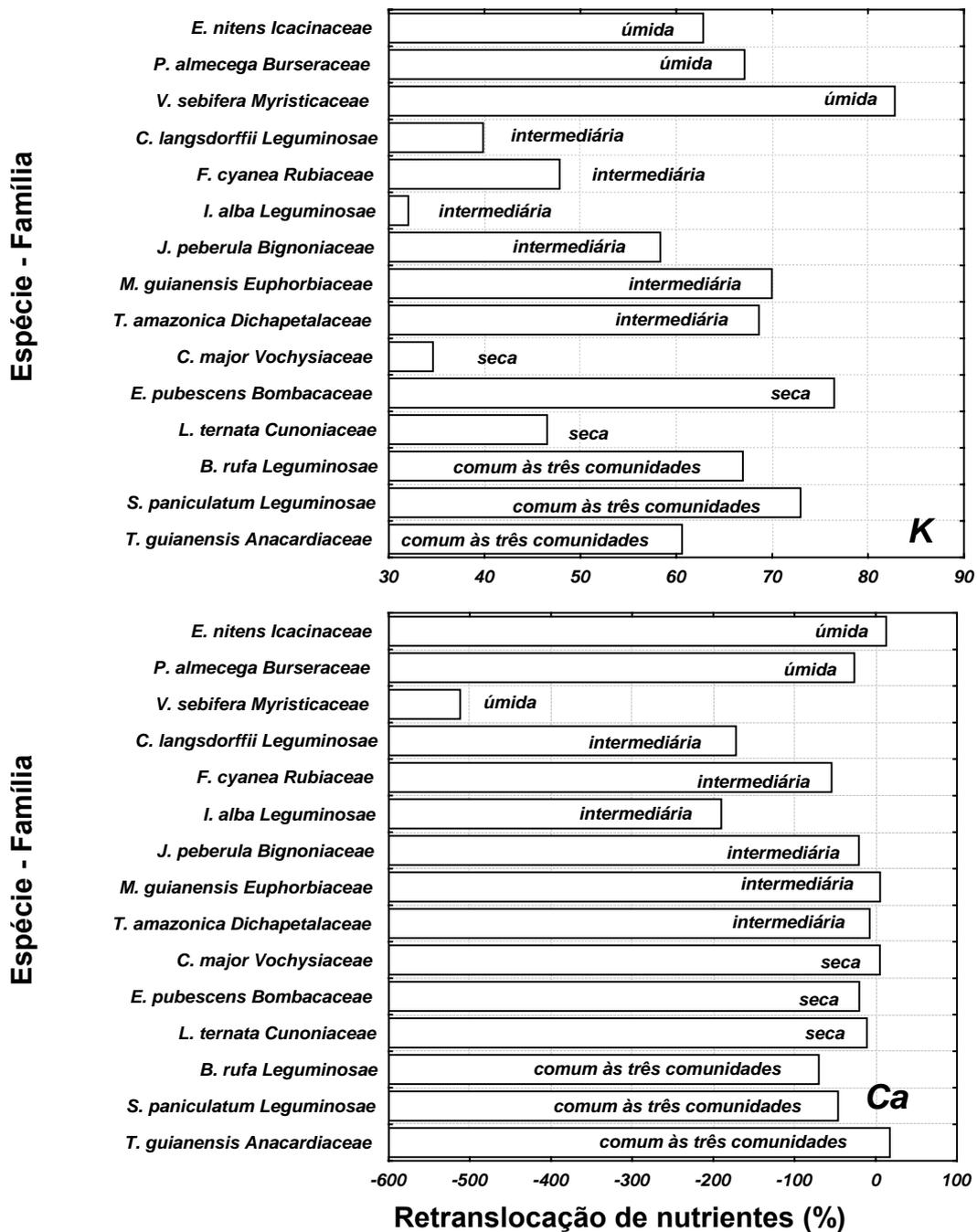


Figura 39. Taxa de retranslocação de nutrientes (K e Ca) de espécies lenhosas nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (n=3).

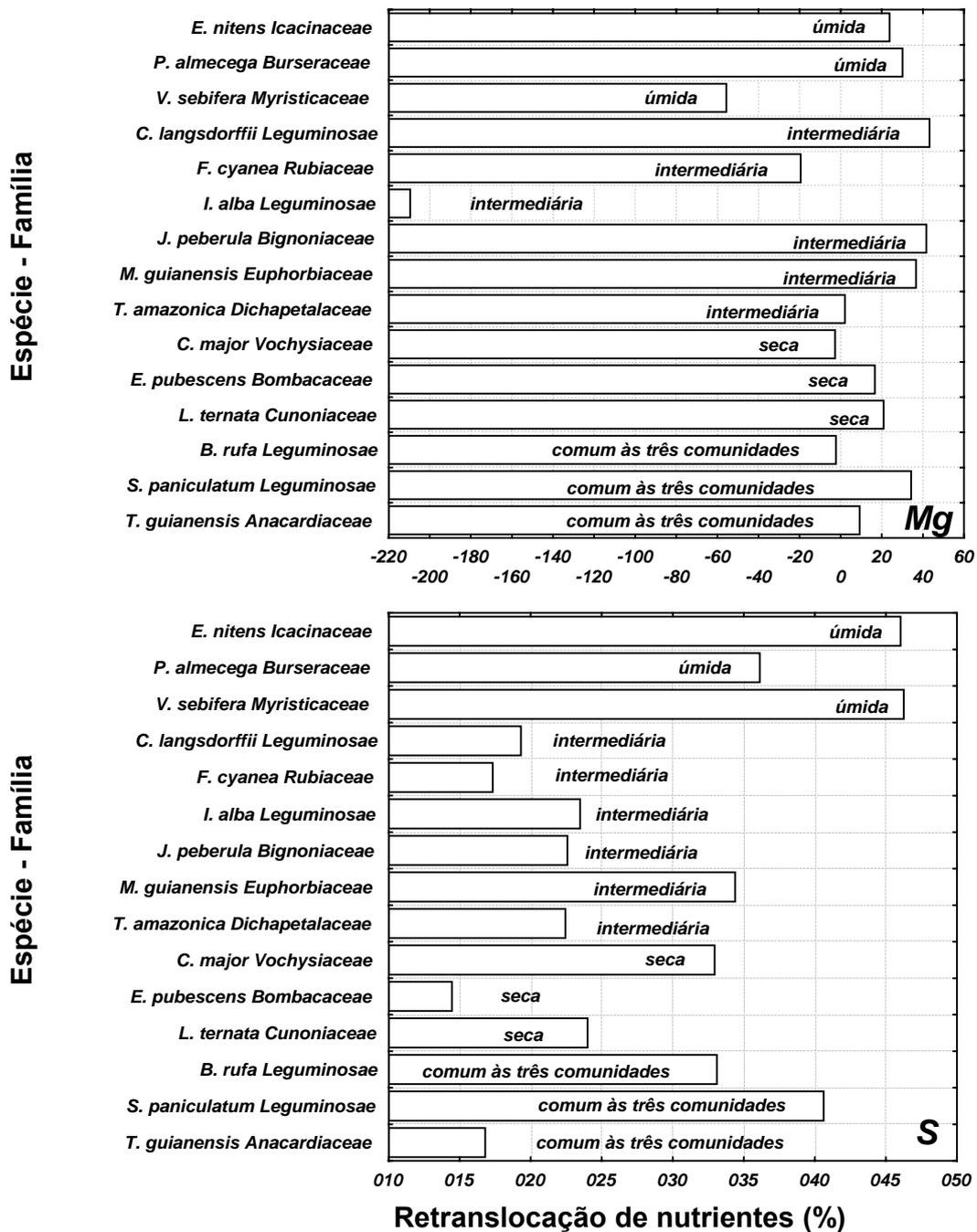


Figura 40. Taxa de retranslocação de nutrientes (Mg e S) de espécies lenhosas nas comunidades vegetais úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (n=3).

4. CONCLUSÕES

- Na comunidade úmida, onde a umidade do solo é maior, a produção anual de serapilheira é menor e a taxa de decomposição é maior que na comunidade seca. Em função da maior taxa de decomposição da serapilheira o estoque da serapilheira sobre o solo e o tempo de residência da serapilheira no solo também são menores; e a despeito da maior umidade do solo há maior retranslocação de N e S e maior eficiência do uso de K, Ca, Mg e S pelas plantas.

- Na comunidade seca, onde há uma restrição hídrica na estação seca a concentração de Ca, Mg e K nas folhas e na serapilheira é maior, ocorre imobilização de N e S durante a decomposição da serapilheira e é maior a eficiência do uso de N e P pelas plantas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARUNACHALAM, A.; ARUNACHALAM, K.; PANDEY, H.N.; TRIPATHI, R.S. 1998. Fine litterfall and nutrient dynamics during forest regrowth in the humid subtropics of north-eastern India. **Forest Ecology and Management** **110**:209-219.
- CARDOSO, E.; SCHIAVINI, I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG) **Revista Brasileira de Botânica** **25** (3) São Paulo, 13p. (www.scielo.br)
- CHAPMAN, S.B. 1976. Production ecology and nutrient budgets. In: CHAPMAN, S.B. (Ed.) **Methods in plant ecology**. Oxford, Blackwell Scientific Publications. p.157-228.
- CONSTANTINO, R 1988. **Influência da macrofauna na dinâmica de nutrientes do folhedo em decomposição em Cerrado sensu stricto**. Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 68p.
- CUEVAS, E.; LUGO, A.E. 1998. Dynamics of organic matter and nutrient return from litterfall in stands of ten tropical tree plantation species. **Forest Ecology and Management** **112**:263-279.
- DANTAS, M.; PHILLIPSON, J. 1986. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian terra firme rain forest. **Journal of Tropical Ecology** **5**:27-36.
- DELITTI, W.B.C. 1989. Ciclagem de nutrientes em matas ciliares. In: BARBOSA, L.M. (Coord.) **Simpósio sobre mata ciliar**. Fundação Cargill, Campinas, p.25-42.
- DELUCIA, E.H.; SCHLESINGER, W.H.1995. Photosynthetic rates and nutrient-use efficiency among evergreen and deciduous shrubs in Okefenokee Swamp. **International Journal of Plant Science** **156**:19-28.
- DOMINGOS, M.; MORAES, R.M.; VUONO, Y.S.; ALSELMO, C.E. 1997. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **20**(1):91-96.
- DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H.F.; PAGANO, S.N. 1996. Produção de folhedo em matas ciliares na região oeste do Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal** **8**(2):187-199.
- FACELLI, J.M.; PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** **57**(1): 1-32.
- HARIDASAN, M. 1998. Solos de Matas de Galeria e nutrição mineral de espécies arbóreas em condições naturais. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.) **Cerrado: Matas de Galeria**. Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.17-28.
- HERBORN, J.L.; CONGDON, R.A., 1998. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in North Queensland wet tropical rain forest. III. Nutrient returns to forest floor through litterfall. **Journal of Tropical Ecology** **14**, 217-229.
- HOORENS, B.; AERTS, R.; STROETENGA, M. 2002. Litter quality and interactive effects in litter mixtures: more negative interactions under elevated CO₂? **Journal of Ecology** **90**:1009–1016.
- JONASSON, S.; CHAPIN III, F.S. 1985. Significance of sequential leaf development for nutrient balance in the cottonsedge *Friophorum vaginatum* L. **Oecologia** **67**:511-517.

- KATRIN, V.; SCHROTH, G. 1999. Distribution patterns of the litter macrofauna in agroforestry and monoculture plantations in central Amazonia as affected by plant species and management. **Applied Soil Ecology** **13**:57-68.
- LOUZADA, M.A.P.; QUINTELA, M.F.S.; PENNA, L.P.S. 1995. Estudo comparativo da produção de serapilheira em áreas de Mata Atlântica: a floresta secundária 'antiga' e uma floresta secundária (capoeira). In: ESTEVES, F.A. (Ed.) **Oecologia brasiliensis**. I. Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros. Rio de Janeiro, UFRJ. p.61-74.
- LOWMAN, M.D. 1988. Litterfall and leaf decay in three Australian rainforest formations. **Journal of Ecology** **76**, 451-465.
- LUIZÃO, F.J.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J.; LUIZÃO, R.C.C.; MARRS, R.H.; SCOTT, D.A.; VIANA, V. 1998. Rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: soil and litter process response to artificial gaps. **Forest Ecology and Management** **102**: 291-303.
- MEDINA, E. 1984. Nutrient balance and physiological processes at leaf level. In: MEDINA, E.; MOONEY, H.A.; VÁSQUEZ-YANES, C. (Eds.) **Physiological ecology of plants of the wet tropics**. Dr. W. Junk Publ. Netherlands, The Hague. p.139-154.
- MEGURO, M. 1987. Ciclagem de nutrientes minerais em ecossistemas de Mata Atlântica: alguns aspectos. In: Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, 1. **Anais...** Cananéia, Publicação ACIESP, n. 54, p.98-122.
- MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology** **63**: 621-623.
- MORAES, R.M.; DELITTI, W.B.C.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. **Revista Brasileira de Botânica** **22**(1):1-11.
- MOREIRA-BURGER, D.; DELITTI, W.B.C. 1999. Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira - SP. **Revista Brasileira de Botânica** **22**(3). 9p. (www.scielo.br)
- MORELLATO, L.P.C. 1992. Nutrient cycling in two southeastern brazilian forests. I.Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology** **8**:205 -215.
- NARDOTO, G.B. 2000. **Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de Cerrado stricto sensu**. Brasília, Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 90p.
- OLSON, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology** **44**(2): 322-331.
- PAUL, K.I.; POLGLASE, P.J.; RICHARDS, G.P. 2003. Sensitivity analysis of predicted change in soil carbon following afforestation. **Ecological Modelling** **164**:137-152.
- PERES, J.R.R.; SUHET, A.R.; VARGAS, M.A.T.; DROZDOWICZ, A. 1983. Litter production in areas of brasilian 'Cerrados'. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** **18**(9):1037-1043.
- PIATEK, K.B.; ALLEN, H.L. 2000. Site preparation effects on foliar N and P use, retranslocation, and transfer to litter in 15-years old *Pinus taeda*. **Forest Ecology and Management** **129**:143-152.

- PRIETO, T.D.; VÁZQUEZ, G.M.M.; RODRÍGUEZ, A.C., 1999. Comunidades de la mesofauna edáfica en una selva baja inundable de la Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo, Mexico. **Revista Biología Tropical** **47**, 489–492.
- PROCTOR, J. 1984. Tropical forest litterfall. II. The data set. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.; CHADWICK, A. (Eds.) **Tropical Rain Forest: The Leeds Symposium**. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK. p. 83-115.
- RESENDE, J.C.F. 2001. **A ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e a influencia de queimadas controladas**. Universidade de Brasília. Tese de Doutorado. 121p.
- SARIYILDIZ, T.; ANDERSON, J.M. 2003. Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study. **Soil Biology and Biochemistry** **35**:391–399.
- SCHLESINGER, W.H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. California, Academic Press. 588p.
- SCOTT, D.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 JÚNIOR, M.C. 1995. **Tree communities of the gallery forests of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil**. Edinburg, UK: University of Edinburg. Ph.D. Thesis. 257p.
- SILVA JÚNIOR, M.C.; FURLEY, P.A.; RATTER, J.A. 1996. Variations in tree communities and soils with slope in gallery forest Federal District, Brazil. **Advances in hillslope processes** **1**:451-469.
- SILVA, I.S. 1983. **Alguns aspectos da ciclagem de nutrientes em uma área de Cerrado (Brasília-DF): chuva, produção e decomposição de liter**. Brasília, Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 86p.
- SINGH, J.S.; GUPTA, S.R. 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. **The Botanical Review** **43** :449-528.
- SMITH, K.; GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F.A. 1998. Litterfall and nitrogen-use efficiency of plantations and primary forest in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management** **109**: 209-220.
- SMITH, K.; GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F.A. 1998. Litterfall and nitrogen-use efficiency of plantations and primary Forest in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management** **109**:209-220.
- STATSOFT, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forests: a review. **Journal of Tropical Ecology** **3**:359-366.
- VITOUSEK, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **American Naturalist** **119**: 553-572.
- VITOUSEK, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology** **65**(1): 285-298.
- VITOUSEK, P.M.; SANFORD, R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** **17**:137-167.
- WARDLE, D.A.; YEATES, G.W.; NICHOLSON, K.S.; BONNER, K.I.; WATSON, R.N. 1999. Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter

- decomposition to agricultural intensification over a seven-year period. **Soil Biology and Biochemistry** **31**:1707-1720.
- WEBSTER, E.A.; CHUDEK, J.A.; HOPKINS, D.W. 2000. Carbon transformations during decomposition of different components of plant leaves in soil. **Soil Biology and Biochemistry** **32**:301-314.
- WRIGHT, S.J.; CORNEJO, F.H. 1990. Seasonal drought and leaf fall in a tropical forest. **Ecology** **71**: 1165-1175.
- XULUC-TOLOSA, F.J.; VESTER, H.F.M.; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; CASTELLANOS-ALBORES, J.; LAWRENCE, D.2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. **Forest Ecology and Management** **174**: 401–412.
- ZANG, Q.; ZAK, J.C. 1995. Effects of gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest. **Ecology** **76**:2196-2204.

CAPÍTULO 3

DINÂMICA DA MINERALIZAÇÃO LÍQUIDA DE N E BIOMASSA MICROBIANA DE SOLOS EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

DINÂMICA DA MINERALIZAÇÃO LÍQUIDA DE N E BIOMASSA MICROBIANA DE SOLOS EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

1. INTRODUÇÃO

Os efeitos das mudanças no uso da terra sobre a função dos ecossistemas, em florestas tropicais, tem recebido muita atenção nos últimos anos, principalmente em relação à perda da biodiversidade de plantas e animais e alterações no armazenamento de carbono (C) do solo e fluxos de gases traço. Um assunto que tem recebido pouca atenção são os efeitos das alterações no uso da terra na função de florestas tropicais ripárias. Ecossistemas ripários têm a função de regular interações entre componentes aquáticos e terrestres, por isso é de grande importância avaliar os efeitos do desmatamento dessas florestas e a sua habilidade em prevenir a movimentação de nutrientes e poluentes para os cursos d'água.

As características químicas e físicas dos solos das matas ripárias ou ciliares são determinadas pelo regime hídrico do solo, declividade e situação topográfica do terreno (Silva Júnior *et al.*, 1996; Haridasan, 1998, Cardoso & Schiavini, 2002), e também pelas condições microclimáticas, devido ao sombreamento da superfície do solo (Durigan, 1994).

Silva Júnior (1995) verificou, em Matas de Galeria do Cerrado, que os solos associados com cada comunidade vegetal constituinte (úmida, intermediária e seca) eram significativamente diferentes na maioria das suas características físicas e químicas. Os solos de ocorrência sob Matas de Galeria no Distrito Federal são do tipo hidromórfico (Gley Húmico e Gley Pouco Húmico), aparecendo também solos Aluviais, Podzólico Vermelho Amarelo, Latossolo Vermelho Amarelo e Cambissolo (Reatto *et al.*, 2001). Segundo Correia *et al.* (2001), a lixiviação de nutrientes dos solos localizados nas partes mais altas, a erosão geológica, a deposição coluvial de materiais resultantes de intemperismo, durante a formação dos solos, são as principais causas das diferenças de fertilidade dos solos sob Matas de Galeria e os de outras fitofisionomias do bioma Cerrado. Nas cotas mais baixas, os solos permanecem úmidos durante a maior parte do ano e apresentam uma camada de matéria orgânica mais espessa que em solos bem drenados, resultando em

decomposição mais lenta dos restos vegetais (Correia *et al.*, 2001). Onde a água permanece perto da superfície ou mesmo alaga o solo totalmente durante a maior parte do ano, ocorre uma camada superficial escura rica em matéria orgânica, acompanhada de camadas de gleização abaixo da superfície (Haridasan, 1998).

Ciclos de seca e chuva aceleram a ciclagem de nitrogênio (N) disponível no solo. Flutuações na umidade do solo induzem oscilações na população de microorganismos do solo, resultando em pulsos de liberação de nutrientes. Estes ciclos na disponibilidade de nutrientes e umidade no solo podem aumentar a assimilação de nutrientes limitantes pelas plantas (Orians *et al.*, 1996).

O nitrogênio é um dos principais nutrientes que influenciam a crescimento de plantas e o seu principal reservatório é a atmosfera. A disponibilidade de N no solo é o principal determinante da produção de biomassa das plantas em ecossistemas naturais e na agricultura. A entrada de N no ciclo biológico ocorre via deposição atmosférica de compostos nitrogenados (ver capítulo 1), principalmente amônio, pela mineralização da matéria orgânica e também via fixação biológica de N_2 (FBN) (Schlesinger, 1997). A FBN é realizada por bactérias de vida livre, como as cianobactérias, ou por bactérias associadas, principalmente, às plantas leguminosas (Moreira & Siqueira, 2002).

Os componentes orgânicos do solo incluem resíduos de plantas e animais, biomassa microbiana, constituintes de metabólitos microbianos, e paredes celulares absorvidos em colóides e húmus (Campbell *et al.*, 1993). A disponibilidade de N para as plantas é limitada pela mineralização e nitrificação de N da matéria orgânica do solo, e não pelos valores totais de N. A mineralização da matéria orgânica converte as formas orgânicas de N em amônio (NH_4^+), que depois é convertido em nitrato (NO_3^-), via nitrificação, pelas bactérias nitrificadoras (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) (Moreira & Siqueira, 2002).

As formas de N inorgânico (NH_4^+ e NO_3^-) são assimiladas pela população microbiana do solo e pelas plantas (Figura 41). A disponibilidade desses compostos nitrogenados para as plantas depende da taxa de mineralização. Se a demanda por N inorgânico, feita pela biomassa microbiana, for alta, então a concentração de N no solo declina, o que é chamado de imobilização de N. Quando a demanda pela

população microbiana é satisfeita, as concentrações de N inorgânico aumentam no solo, representando assim a mineralização líquida (Schlesinger, 1997), que resulta em um índice de disponibilidade de N às plantas. As taxas de mineralização líquida de N são utilizadas como indicadores da fertilidade do solo e podem refletir o potencial de perdas de N por lixiviação ou pela emissão de gases (Vitousek & Matson, 1985). Apesar da grande importância da mineralização da matéria orgânica, a utilização de N inorgânico, como única fonte de N usada pelas plantas é questionável, já que estudos indicam que plantas têm capacidade de assimilar algumas fontes de N orgânico e competem com os microorganismos por esse substrato (Nasholm *et al.*, 2000).

O conceito de fração orgânica de N que é mineralizada, foi usado para determinar N disponível do solo em culturas e florestas por diversos autores (Campbell *et al.*, 1984; Adams & Attiwill, 1986; Fyles & McGill, 1987). Embora resíduos e biomassa microbiana sejam importantes como substratos mineralizáveis, compostos específicos nesse estoque não são identificados diretamente. Por isso, técnicas de estimativa indireta são usadas para quantificar os estoques mineralizáveis de N orgânico do solo. Métodos laboratoriais e de campo para identificar a habilidade dos solos em fornecer N às culturas existem há muito tempo (ex. Stanford & Smith, 1972).

Os microorganismos são fundamentais na dinâmica dos processos serapilheira-solo e seus efeitos na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia dos ecossistemas terrestres. Variações nas condições microclimáticas no solo afetam a atividade e a biomassa microbiana no solo, e conseqüentemente, afetam o ciclo de nutrientes (Groffman *et al.*, 2001). Por isso, ambas, atividade e a biomassa microbiana do solo são consideradas indicadores da qualidade do solo. A fração lábil, ou ativa, da matéria orgânica do solo, embora pequena (1,5% da matéria orgânica total do solo) é importante por sua rápida taxa de ciclagem, poucas semanas ou meses, ao contrário da fração passiva, que é lenta (Parton *et al.*, 1987).

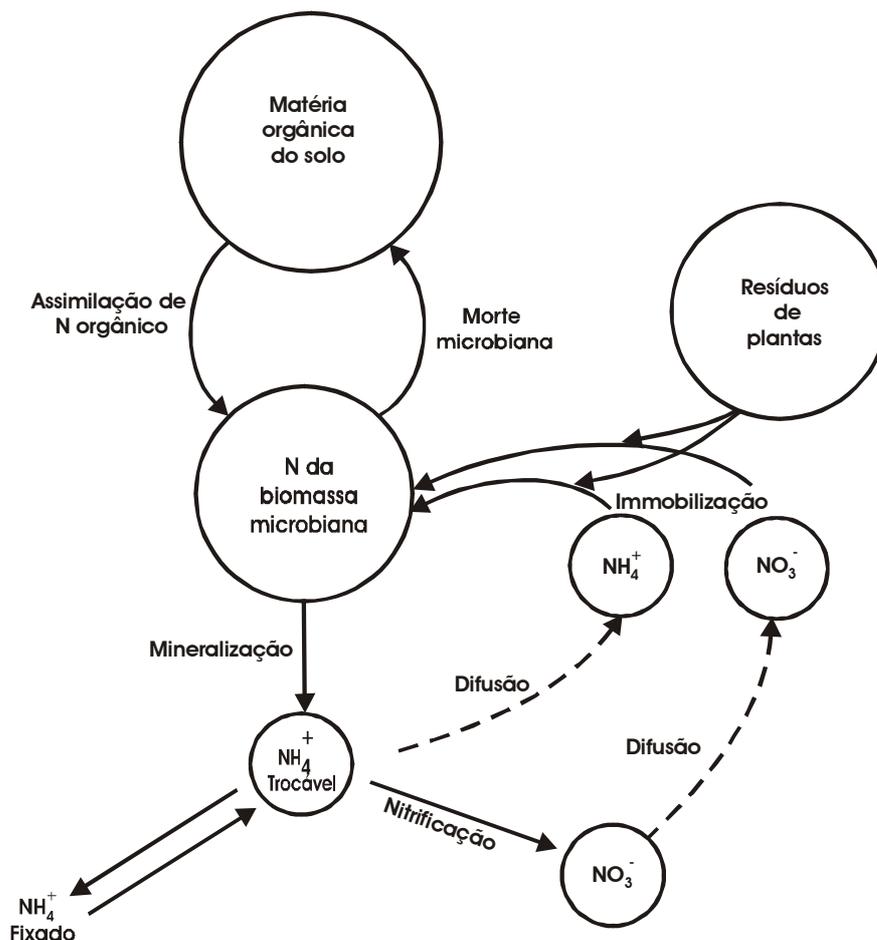


Figura 41. Modelo conceitual do ciclo do nitrogênio no solo (adaptado de Schlesinger, 1997).

Medidas de C da biomassa microbiana do solo foram utilizadas em estudos de fluxo de carbono, ciclagem de nutrientes e produtividade de plantas em uma grande variedade de ecossistemas terrestres (Buchmann *et al.*, 1997; Arunachalam *et al.*, 1998; Zhang & Zak, 1998; Mendes & Vivaldi, 2001; Priess & Folster, 2001). Elas fornecem uma medida da quantidade de biomassa microbiana viva presente no solo em determinado tempo, isto é, o 'standing crop'. Os dados podem ser utilizados para estimar flutuações da biomassa microbiana na dinâmica da matéria orgânica causadas pelo manejo do solo (Ross, 1990).

A heterogeneidade espacial, a umidade do solo e a sazonalidade são parâmetros fundamentais para a compreensão do funcionamento dos solos. A

heterogeneidade espacial é determinada pela dinâmica de clareiras e pelas variações topográficas, edáficas, de inclinação e de drenagem, nas características físicas, químicas e microbiológicas do solo (Eaton, 2001). A umidade do solo tem uma importante função na atividade microbiana e dinâmica do ciclo de nutrientes (Zhang & Zak, 1998; Arunachalam *et al.*, 1998), e provavelmente, representa um fator significativo na composição e densidade da vegetação. O gradiente topográfico também afeta o ciclo de C e N microbianos (Tracy & Frank, 1998). A transição da estação chuvosa para a seca (e vice-versa), provavelmente, exerce um efeito significativo na atividade microbiana e dinâmica da ciclagem de nutrientes nos solos das Matas de Galeria.

Com o objetivo de compreender o funcionamento de solos em Matas de Galeria, um estudo foi delineado para determinar as taxas de mineralização líquida de N e o carbono da biomassa microbiana em solos, ao longo de um gradiente topográfico de uma Mata de Galeria no Distrito Federal, e como estes componentes são afetados pela umidade do solo e sazonalidade.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Dinâmica da mineralização líquida de N

O experimento foi estabelecido na Mata de Galeria do Córrego Pitoco, em três comunidades, conforme descrito anteriormente (Figuras 4 e 5). O trabalho foi realizado entre agosto de 2001 e julho de 2002.

O método utilizado para estimar a mineralização e a imobilização de N foi o da incubação *in situ*, descrito por Adams e Attiwill (1986). Para estimar a mineralização de N, mensalmente, em cada uma das três comunidades (úmida, intermediária e seca), dez amostras de solo da profundidade entre 0-5 cm (denominadas amostras T₀) foram coletadas com tubos de PVC (10 cm comprimento x 5 cm diâmetro), separados entre si a cada 50 metros. Essa profundidade foi escolhida porque estudos indicam que as taxas de mineralização líquida de N são maiores na superfície (ex. Piccolo *et al.*, 1994; Neill *et al.*, 1999).

Amostras de solo adjacentes (denominadas amostras T_1), às coletadas permaneciam incubadas por uma semana, *in situ* nos tubos utilizados para coleta das amostras T_0 , cobertos com uma placa de petri, e sua coleta era realizada após esse período. Em todas as amostragens, foram coletadas amostras de solo (3 repetições por comunidade) para determinação do teor de umidade pelo método gravimétrico, cujos valores foram utilizados no cálculo das taxas de mineralização e nitrificação.

O N mineral das amostras de solo fresco foi extraído com KCl 2M e as taxas de produção de N-mineral *in situ* foram determinadas pela quantificação colorimétrica de amônio (método do indofenol com salicilato) e nitrato (método do ácido salicílico), em espectrofotômetro (UV-Visible Spectrophotometer SCHIMADZU), no Laboratório de Ecologia da UnB. As taxas de mineralização e nitrificação foram calculadas como a diferença entre as concentrações de N inorgânico nas amostras incubadas (T_1) e amostras iniciais (T_0), da seguinte maneira:

$$\text{N mineralizado (kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}) = (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-)_{T_1} - (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-)_{T_0}$$

$$\text{Nitrificação (kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}) = (\text{N-NO}_3^-)_{T_1} - (\text{N-NO}_3^-)_{T_0}$$

As quantidades obtidas foram multiplicadas por quatro semanas e pela densidade aparente do solo na profundidade 0-5cm (0,41; 0,51 e 0,67 g cm⁻³, nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente), resultando numa estimativa da produção anual líquida de N inorgânico por área. Esse procedimento permite medir o balanço líquido entre mineralização e imobilização e estimar a dinâmica de N no solo. O pH do solo nas três comunidades foi medido em água, CaCl₂ 0,01 M e KCl 1 M (relação solo:solução de 1:2,5) nas estações seca e chuvosa. Como a concentração de sais na amostra pode interferir no funcionamento do eletrodo do potenciômetro, a utilização de uma solução salina, como CaCl₂ 0,01 M visa uniformizar a concentração salina de todas as amostras, reduzindo ou evitando essas variações devidas aos sais na amostra (Tomé Jr, 1997).

Determinação colorimétrica de amônio

O princípio do método do indofenol com salicilato (Forster, 1995), baseia-se na reação do amônio da amostra de solo com o salicilato de sódio e com o hipoclorito de

sódio em uma solução alcalina tampão, na presença de nitroprussídeo de sódio para formar o ácido salicílico. A cor verde azulada produzida é medida a 660nm.

Determinação colorimétrica de nitrato

O princípio do método de determinação colorimétrica de nitrato (Anderson & Ingram, 1989) baseia-se na reação do ácido salicílico com o nitrato da amostra de solo, em uma solução alcalina de hidróxido de sódio. A absorbância da luz é medida a 410nm.

2.2. Carbono da biomassa microbiana no solo

O C da biomassa microbiana foi estimado através do método de fumigação e incubação com clorofórmio (CFI). Este método, proposto por Jenkinson & Powlson (1976), estima o C da biomassa microbiana pela diferença das taxas de liberação do CO₂, entre amostras de solos fumigados e não fumigados (Figura 42). O método permite também, a obtenção de resultados referentes às taxas de respiração do solo.

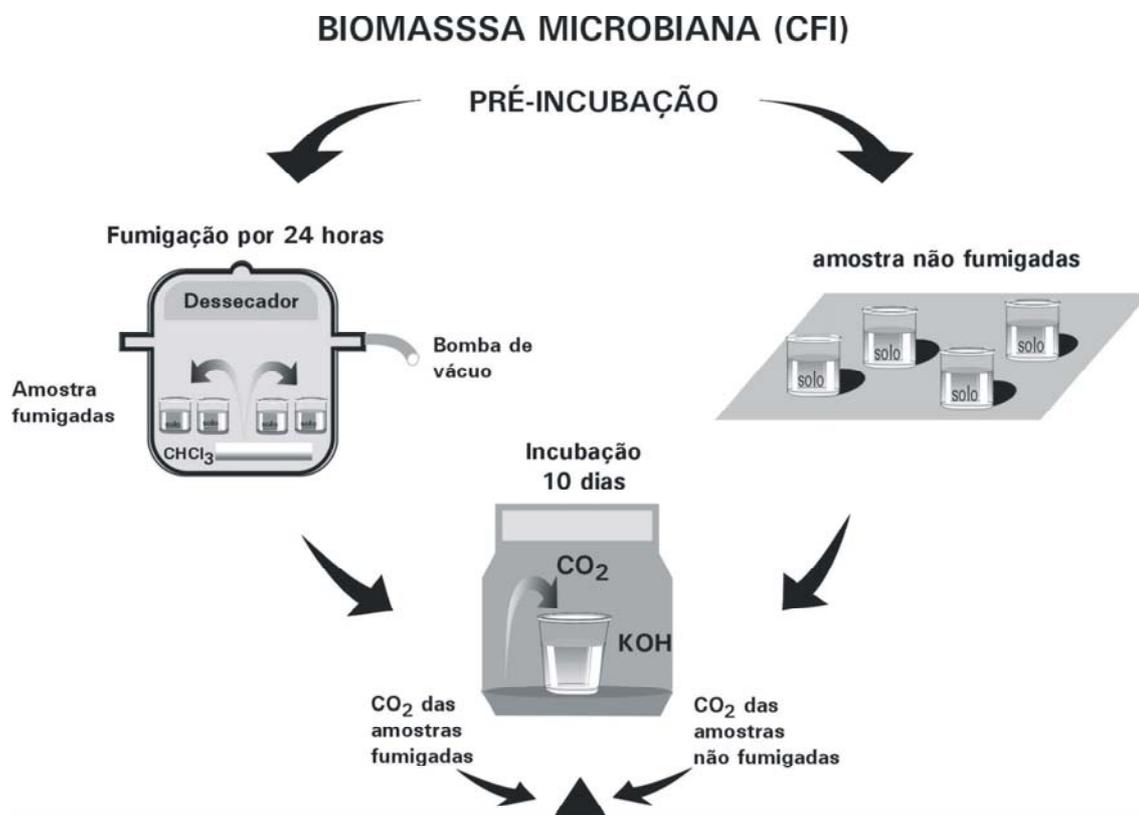


Figura 42. Esquema do método de clorofórmio fumigação e incubação (CFI), de determinação do carbono da biomassa microbiana (adaptado de Oliveira *et al.*, 2001).

O trabalho foi realizado mensalmente, entre agosto de 2001 a julho de 2002, nas amostras de solo do tempo zero, coletadas para determinação de N inorgânico. Para cada uma das comunidades (úmida, intermediária e seca), foram utilizadas três amostras compostas de três sub-amostras (profundidade 0-5 cm). As amostras frescas foram peneiradas em malha de 2 mm.

As análises foram realizadas no Laboratório de Ecologia da UnB. Para cada amostra de solo foram preparadas 3 repetições analíticas para serem fumigadas e outras 3 para não serem fumigadas. As amostras ficavam acondicionadas durante 7 dias, a 100% da capacidade de campo. No 6º dia as amostras destinadas à fumigação eram expostas a clorofórmio livre de álcool (CHCl_3) por 24 horas. Após esse período, o fumigante era removido por evacuação, e ambos os solos, o fumigado e o não fumigado eram incubados a 25°C por 10 dias, em frascos hermeticamente fechados, contendo em seu interior, vidros com 10ml de KOH 1 N. O vapor de clorofórmio nas amostras fumigadas promove a decomposição da biomassa microbiana durante a incubação subsequente por 10 dias, comparada com os solos não fumigados. O “flush” de evolução de CO_2 , que ocorre em função da mineralização de células microbianas mortas pelo tratamento de fumigação, é diretamente proporcional ao tamanho do estoque de C da biomassa microbiana. A quantidade de CO_2 evoluída das amostras fumigadas e não fumigadas foi determinada através de titulação com HCl 0,3 M, utilizando fenolftaleína como indicador.

Para o cálculo do C da biomassa microbiana, foi utilizada um fator constante $K_c = 0,41$ (Anderson & Domsch, 1978). Assume-se que 41% do C da biomassa microbiana foi mineralizado durante o período de incubação. O fator K_c é dependente da percentagem de fungos e bactérias componentes da biomassa do solo e pode variar de acordo com os diferentes solos (Ross, 1990).

2.3. Análise estatística

Os dados de mineralização líquida de N e C da biomassa microbiana foram analisados estatisticamente usando o procedimento 'General Linear Models' (GLM) para análise de medidas repetidas (Vivaldi, 1999) do programa Statistica (StatSoft, 2001). As análises consideraram as comunidades (úmida, intermediária e seca) como tratamento e meses de coleta como medida repetida no tempo. Os métodos Greenhouse-Geisser e Huynh-Feldt (G-G e H-F) que ajustam os graus de liberdade das análises de medidas repetidas baseados em intercorrelações entre as hipóteses das análises, foram usados para confirmar os resultados.

Os dados de pH e textura do solo foram analisados usando o procedimento 'General Linear Models' (GLM) para análise de variância (ANOVA) do mesmo programa. As análises de pH usaram tratamento (comunidades úmida, intermediária e seca) e estação de coleta como os efeitos em ANOVA de dois fatores e as análises de textura usaram tratamento (comunidades) como efeito em ANOVA de um fator.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Dinâmica da mineralização líquida de N

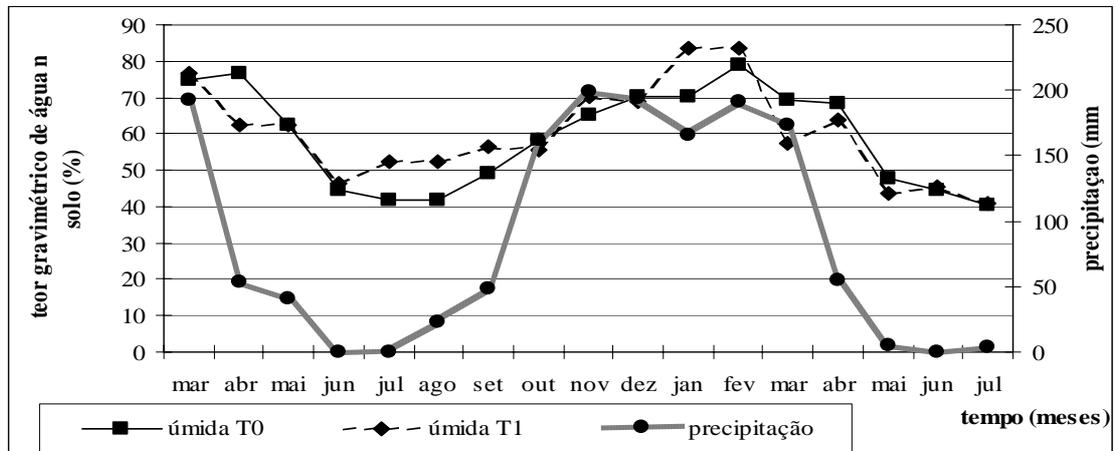
A umidade dos solos variou ao longo do ano de 40 a 84%, 26 a 71% e 28 a 56% nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente (Figura 43). Os menores valores foram registrados nos meses sem precipitação (junho e julho de 2002) e os maiores em fevereiro. Estatisticamente, o pH médio dos solos das três comunidades não variou entre as estações chuvosa e seca, quando medido em água (4,5 e 4,6) e em CaCl_2 (3,5 e 3,6), mas variou quando medido em KCl (3,9 e 2,8) (ANOVA, $p < 0,05$). (Figura 44). Na estação chuvosa, o pH apresentou pouca variação entre as comunidades, contudo, na estação seca o pH nas comunidades apresentou-se seqüência seca > intermediária > úmida e esta diferença foi mais evidente quando medido em KCl (Figura 44). O pH em CaCl_2 reduz ou evita variação sazonal, já que, normalmente, um mesmo solo pode apresentar pH em água menor na estação seca que na estação chuvosa (Tomé Jr., 1997).

Normalmente, para uma mesma amostra, o pH em água é maior que o pH em CaCl_2 . Em solos ácidos a diferença pode chegar a 1,0 unidade e em solos próximos à neutralidade os dois valores podem ser iguais. Solos com pH muito ácido (pH em

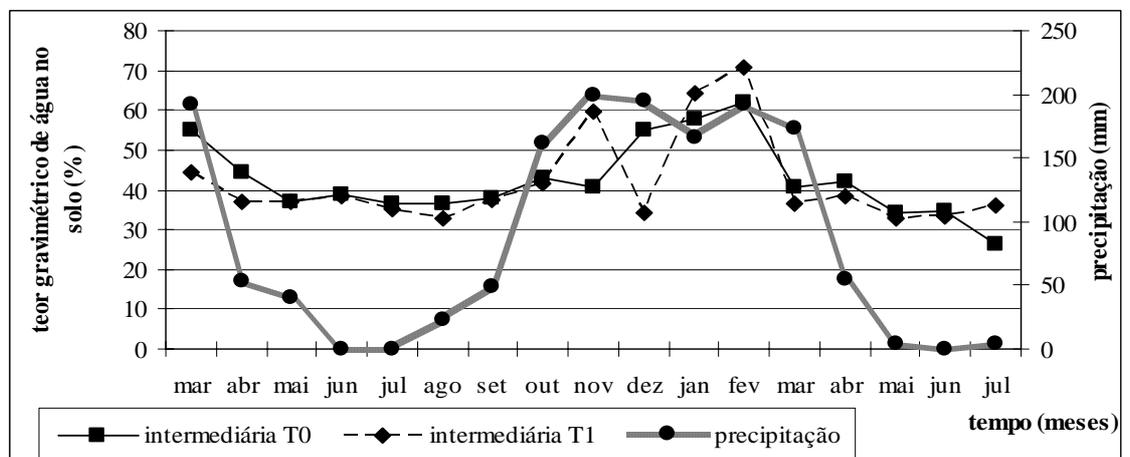
CaCl₂ menor que 4,5 e em água menor que 5,0), geralmente, apresentam deficiência em P, baixos teores de Ca e Mg, toxidez por Al, disponibilidade dos micronutrientes Fe, Cu, Mn e Zn, alta lixiviação de cátions e baixa saturação de bases, podendo ocorrer limitação na decomposição da matéria orgânica do solo (Tomé Jr., 1997).

A forma de N inorgânico dominante foi N-NH₄⁺. As concentrações durante a maior parte do ano foram em média 30, 21,1 e 17,8 mg kg⁻¹ de solo seco, nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente, com menores valores em fevereiro e março de 2002 (Figura 45). Por outro lado, as concentrações de N-NO₃⁻ apresentaram comportamento sazonal nas três comunidades, com valores maiores no pico da estação chuvosa, isto é, entre janeiro e março (em média 1,3; 0,6 e 0,5 mg kg⁻¹ de solo seco nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente), (Figura 45). As baixas concentrações de nitrato encontradas durante a maior parte do ano podem indicar que a demanda por essa forma de nitrogênio (pela microbiota do solo e pelas raízes das plantas) foi alta ou que sua produção bruta foi baixa. A maioria dos estudos em solos de ecossistemas tropicais registra alta amonificação e baixa nitrificação (ex. Neill *et al.*, 1997, Nardoto, 2000, Sierra & Marbán, 2000). No Cerrado a concentração de nitrato disponível no solo variou entre 1,5 e 2,8 mg kg⁻¹, e a concentração de amônio, entre 3 a 34 mg kg⁻¹ em áreas queimadas, e 3 a 22 mg kg⁻¹ em áreas sem queima. Os autores verificaram que os níveis de N inorgânico foram maiores na estação seca, devido à acumulação de amônio no solo (Nardoto & Bustamante, em publicação).

A



B



C

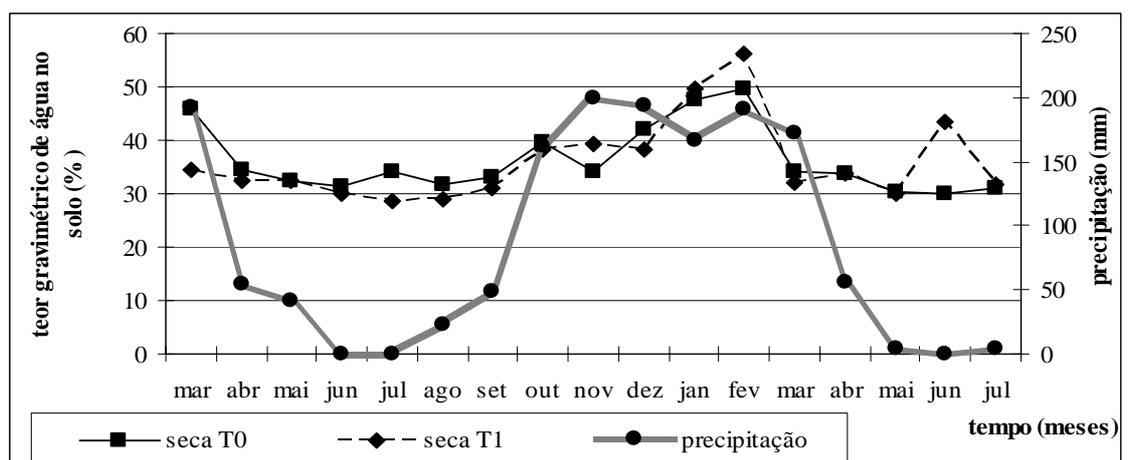


Figura 43. Teor gravimétrico de água no solo (n=3) entre 0-5 cm de profundidade, nas amostras de solo T0 e T1, coletadas nas comunidades úmida (A), intermediária (B) e seca (C) e precipitação mensal (mm) registrada na Estação Climatológica da Reserva Ecológica do IBGE (15° 56' 41" S 47° 53' 7" W) (março de 2001 a julho de 2002).

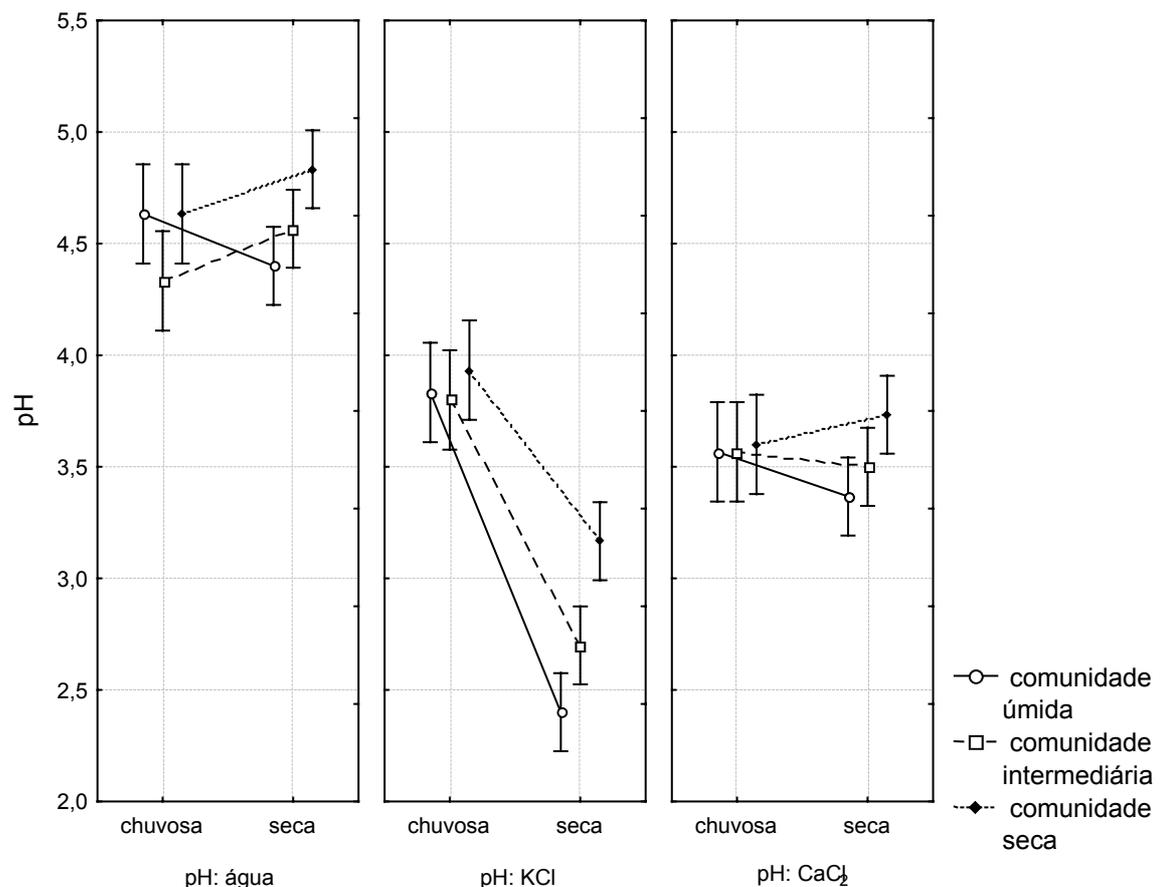


Figura 44. pH do solo em água, KCl e CaCl_2 (0-5 cm de profundidade), de solos das comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Amostragem na estação chuvosa (fevereiro de 2002) e estação seca (julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% ($n=3$).

As taxas de nitrificação apresentaram uma tendência de variação entre as comunidades, porém as diferenças não foram significativas (análise de medidas repetidas $F= 1,63$; $p= 0,21$) (Figura 46). A produção líquida de N-NO_3^- na comunidade úmida foi de $0,69 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ enquanto na comunidade intermediária observou-se imobilização ($-0,37 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) e na comunidade seca o balanço líquido foi zero. A maior taxa de nitrificação ocorreu em fevereiro, para as três comunidades. Possivelmente, rápida imobilização ocorre nos solos de Mata de Galeria, e então, o processo de nitrificação líquida é subestimado.

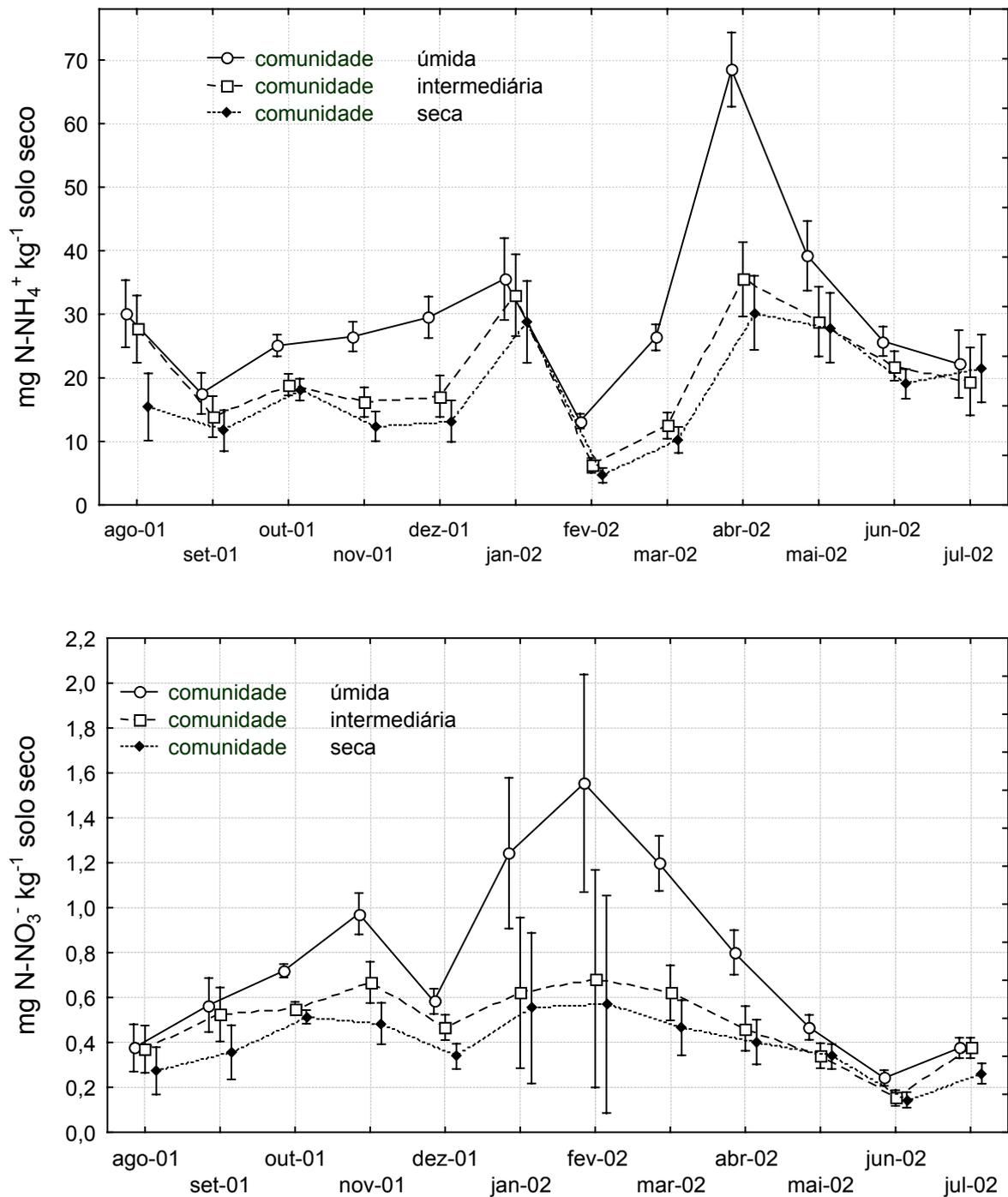


Figura 45. Concentrações médias de nitrogênio inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-), em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% ($n=10$).

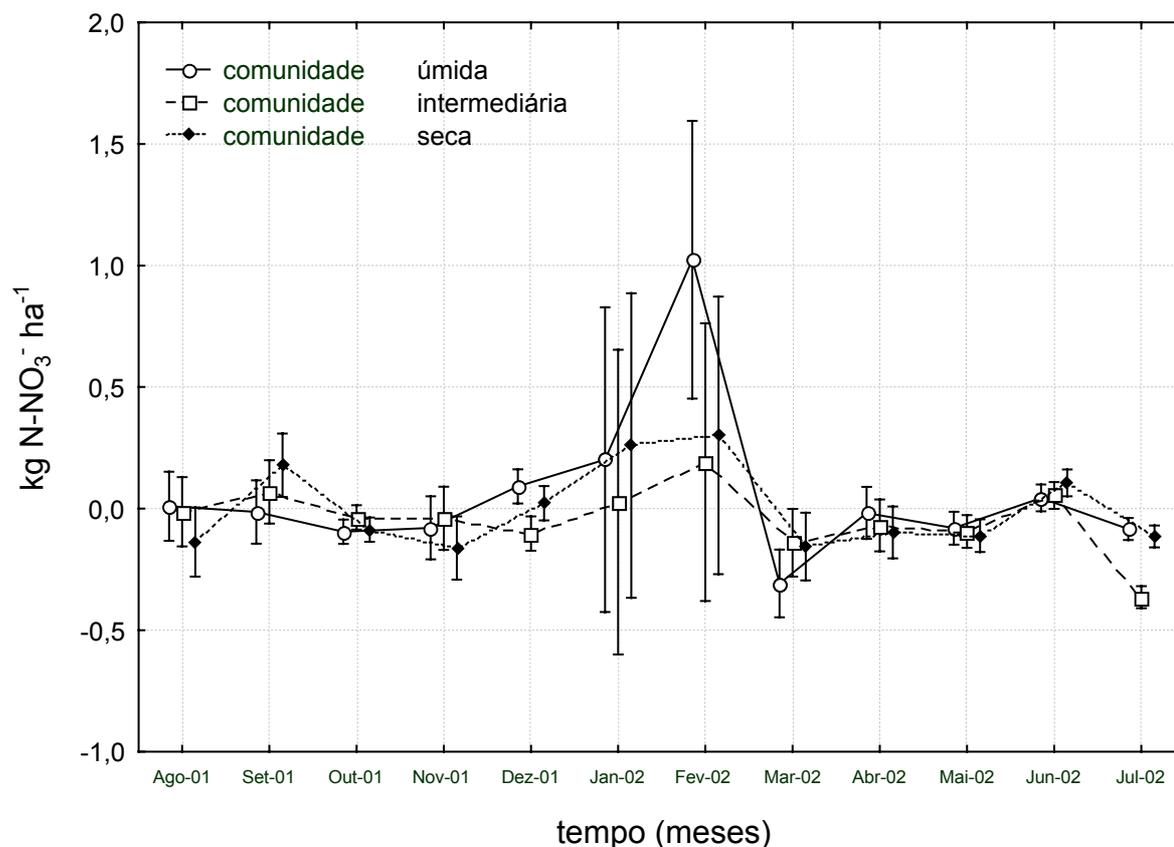


Figura 46. Nitrificação líquida (N-NO_3^-) em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% ($n=10$).

A produção líquida de N através da mineralização foi estimada em 81, 29 e 25 $\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente (Figura 47). Os solos da comunidade úmida apresentaram taxas positivas de mineralização durante a maior parte do ano, exceto nos meses de abril, julho e agosto. Maiores taxas de mineralização nos solos da comunidade úmida, assim como menor produção de biomassa de serapilheira nesta comunidade (ver capítulo 2) indicam forte influência da umidade do solo sobre esses processos.

As diferenças na mineralização líquida anual de N foram significativas entre a comunidade úmida e as demais, mas não significativas entre as comunidades intermediária e seca (análise de medidas repetidas, $F= 7,20$; $p = 0,003$). As diferenças entre meses também foram significativas, sendo abril o mês com menores

valores e junho o mês com maiores valores de mineralização (análise de medidas repetidas, $F= 8,81$; $p = 0,0$). A interação meses *versus* comunidade mostrou que os meses outubro, novembro, dezembro, fevereiro, março e maio apresentaram taxas de mineralização semelhantes entre si e entre comunidades ((análise de medidas repetidas, $F= 3,91$; $p = 0,0$). (Figura 47).

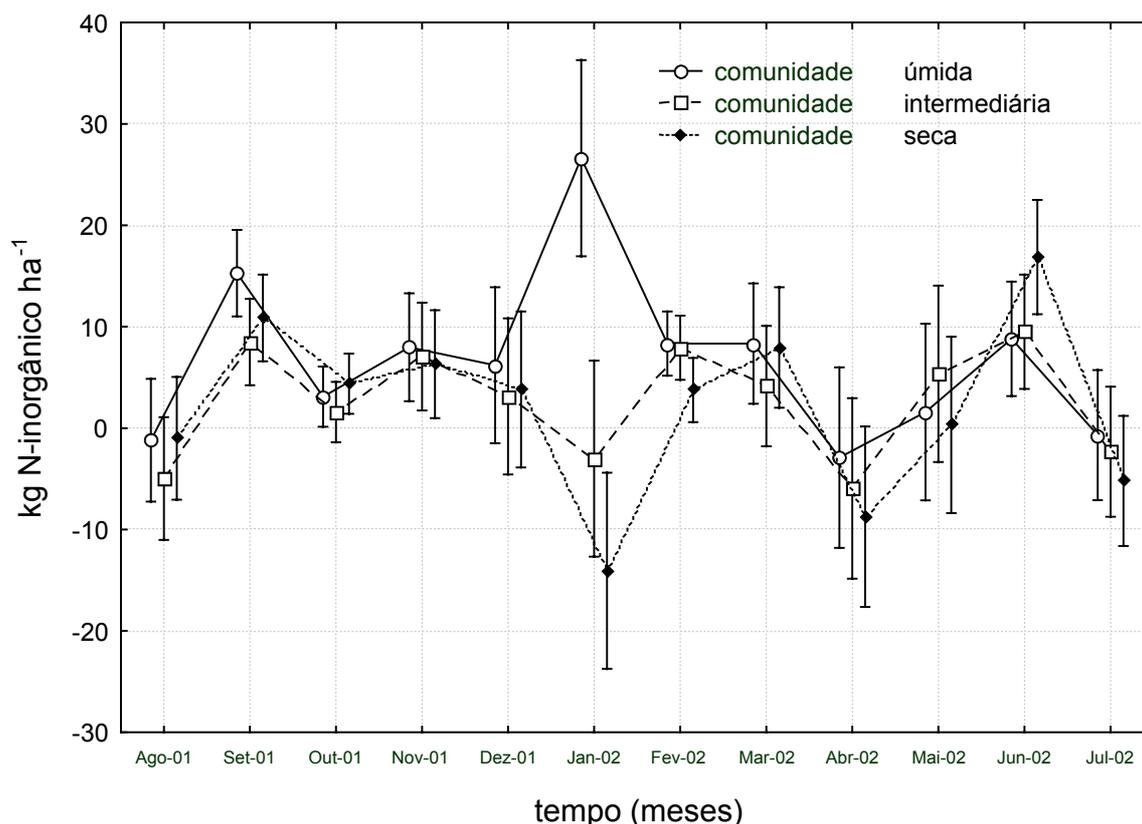


Figura 47. Mineralização líquida de nitrogênio ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$), em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% ($n=10$).

As taxas de mineralização em áreas de Cerrado na Reserva Ecológica do IBGE variaram entre $3,8 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em área queimada e $14,7 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em área não queimada (Nardoto, 2000, Nardoto & Bustamante, em publicação). Em uma área de Cerrado semelhante, Viana (2002) observou quantidades disponíveis de $8,9 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em Cerrado queimado e $14,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em Cerrado não queimado. Os

dados indicam uma maior ciclagem de N nos sistemas de Mata de Galeria que nos sistemas de Cerrado adjacentes.

Em muitos estudos, as taxas de mineralização de N são correlacionadas com características do solo, como N total, N mineral inicial e razão C/N (Persson & Wirén, 1995). A concentração de N (0,7; 0,6 e 0,4 % nas comunidades úmida, intermediária e seca) e razão C/N (15,9; 16,6 e 17,1 nas comunidades úmida, intermediária e seca) na camada de 0-5 cm do solo, são parâmetros que estão relacionados à taxa de mineralização de N no solo. A maior razão C/N na comunidade seca pode indicar que a decomposição de material orgânico é mais lenta e conseqüentemente, há menor disponibilidade de N no solo. As taxas de mineralização líquida em florestas temperadas não foram correlacionadas com o N do solo e da serapilheira, mas foram correlacionadas com a relação C/N da superfície do solo (Prescott *et al.*, 2000). Em floresta boreal, Ste-Marie & Paré (1999) registraram maiores taxas de mineralização da superfície do solo de plantas decíduas em relação a coníferas, devido à qualidade da matéria orgânica (C/N, lignina/N, lignina, N total).

O baixo pH, freqüentemente, é uma razão para justificar a baixa nitrificação, acreditando-se que a oxidação microbiológica de N-NH_4^+ a N-NO_3^- , seja ausente em solos ácidos. As concentrações de N-NO_3^- são baixas nesses solos e acumulação de N-NO_3^- necessitaria de calagem ou outra técnica de aumento de pH (Ste-Marie & Paré, 1999). Todavia, a atividade de nitrificação pode ocorrer em solos ácidos, inclusive em áreas agrícolas, florestas decíduas e pastagens naturais (Robertson, 1982). Sierra & Marbán (2000) consideram que o pH tem um efeito pequeno na taxa de nitrificação em solos tropicais, aparentemente, devido à adaptação microbiana. De Boer & Kowalchuk (2001) sugeriram que a presença de inibidores naturais (ácidos fenólicos, flavonóides e terpenóides) de nitrificadores autotróficos, poderia ser responsável pela ausência local de nitrificação e, conseqüentemente, pela alta variabilidade espacial e temporal de nitrificação, que são, freqüentemente, observados em solos ácidos de florestas. Esses inibidores podem ser liberados de raízes e serapilheira de plantas, ou produzidos por fungos.

A mineralização de N é um processo microbiano que é influenciado não só pela quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (Melillo *et al.*, 1982), mas

também pelas condições ambientais do solo, principalmente temperatura e umidade (Gonçalves & Carlyle, 1994; Knoepp & Swank, 2002). A topografia do terreno, e conseqüentemente, a quantidade de matéria orgânica e propriedades físicas da superfície do solo, como densidade, textura e porosidade, tem forte influência nas diferentes taxa de nitrificação e mineralização verificadas nas comunidades (Hook & Burke, 2000). A textura da superfície do solo (0-5 cm) difere entre as comunidades quanto às porcentagens de argila (ANOVA, F=33,14 e p= 0,001), de silte (ANOVA, F= 8,54 e p= 0,02) e areia fina (ANOVA, F= 12,8 e p= 0,01), mas não difere quanto às porcentagens de areia grossa (ANOVA, F= 0,6 e p= 0,6) (Tabela 27). Embora a textura e a densidade aparente na comunidade úmida sejam distintas das demais comunidades, as concentrações de C, N e P dos solos da superfície da comunidade úmida não diferem significativamente ($p < 0,05$) dos solos das outras duas comunidades. As propriedades físicas, portanto, favorecendo a retenção da umidade nos solos durante quase todo o ano, explicariam em parte as maiores taxas de nitrificação e mineralização que ocorrem na comunidade úmida. Resultados como esses, demonstram a importância de considerar as variações topográficas e de drenagem para avaliação do funcionamento dos sistemas de Matas de Galeria.

Tabela 27. Caracterização química e física dos solos (camada entre 0 e 5cm) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Caracterização dos solos/ Comunidade	úmida	intermediária	seca
Mineralização (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	81,5	29,2	25,3
Nitrificação (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,69	-0,37	0
C (Mg ha ⁻¹)	21,7	24,5	19,1
N (Mg ha ⁻¹)	1,4	1,5	1,3
P(kg ha ⁻¹)	1,0	0,97	1,2
Argila (%)	47,5	72,1	58,2
Silte (%)	21,1	12,1	17,0
Areia Grossa (%)	6,0	8,7	4,8
Areia fina (%)	25,5	10,2	19,9
Densidade aparente (g cm ⁻³)	0,41	0,51	0,67

O mecanismo envolvido na relação positiva entre os processos de mineralização de N e nitrificação, observado quando as comunidades são comparadas, pode ser explicado pelo estoque de amônio disponível para nitrificação, que é fornecido pela mineralização líquida de N (Sierra & Marbán, 2000), pelo estímulo da nitrificação promovido pelo aumento do pH do solo devido a amonificação (Olsson & Falkengren-Grerup, 2000), e também pelos processos abióticos, que regulam ambos processos.

3.2. Carbono da biomassa microbiana no solo

Os resultados mostram que durante o ano, dentro de cada comunidade, o C da biomassa microbiana variou em função da umidade do solo e da distribuição sazonal da precipitação (Figura 43).

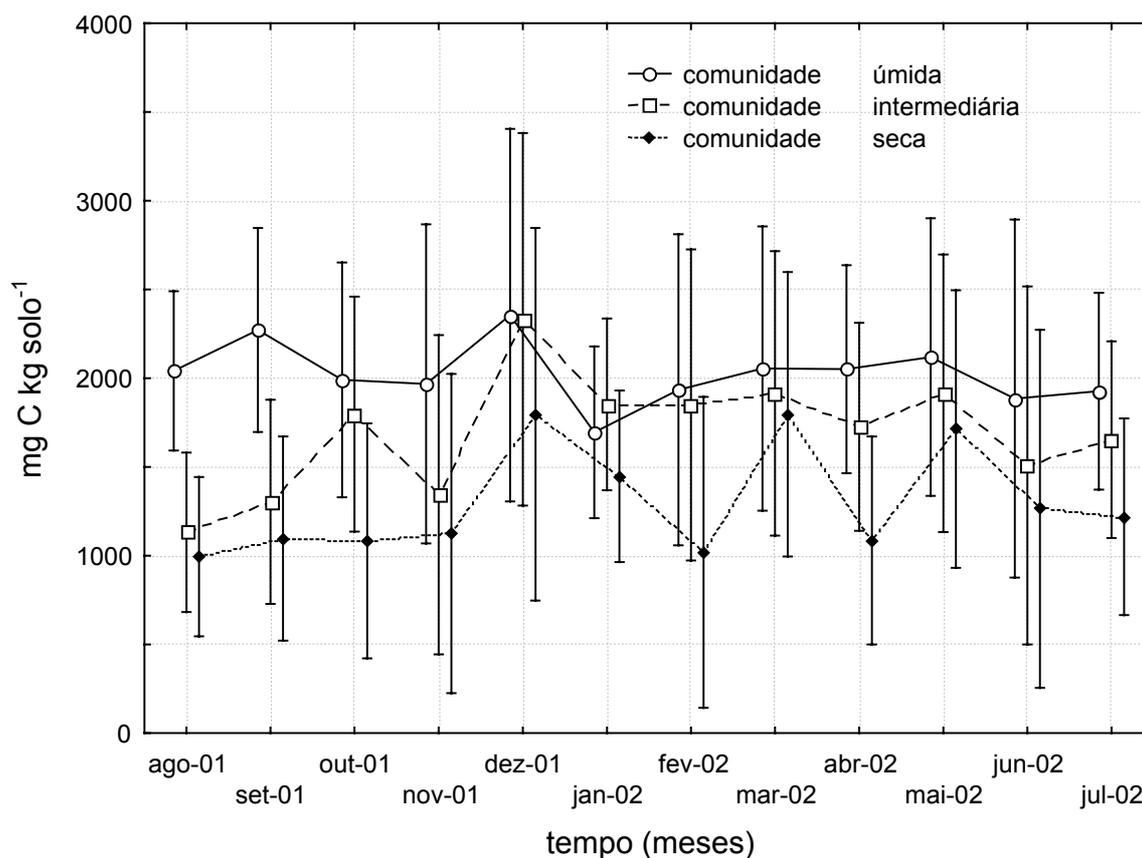


Figura 48. Carbono da biomassa microbiana dos solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% (n=3).

Nos solos da comunidade úmida, onde o lençol freático é mais próximo da superfície (cerca de 150 cm) (Daniel Markewitz, comunicação pessoal, 2003) e há maior porcentagem de matéria orgânica no solo, os níveis de C da biomassa microbiana foram maiores (1696 a 2355 mg C kg solo⁻¹) que nos solos das comunidades intermediária (1132 a 2332 mg C kg solo⁻¹) e seca (994 a 1797 mg C kg solo⁻¹), porém essas diferenças não foram significativas (análise de medidas repetidas, F=1,84; p=0,24) (Figura 48). Os maiores valores de C da biomassa microbiana nas três comunidades ocorreram em dezembro. Entretanto, os valores de C da biomassa microbiana apresentam pouca variação ao longo do ano para a comunidade úmida enquanto maiores variações sazonais ocorreram nas outras duas comunidades. Durante os meses de agosto e setembro (estação seca), os níveis da biomassa microbiana na comunidade úmida foram, em média, o dobro dos níveis na comunidade seca. As diferenças entre os meses foram significativas (análise de medidas repetidas, F=5,44; p=0,0) assim como a interação entre meses e comunidade (análise de medidas repetidas, F=1,72; p=0,046). Em florestas na Austrália e na Venezuela, o padrão estacional, foi semelhante aos nossos resultados (Maggs & Hewett, 1990; Priess & Folster, 2001). Wardle *et al.* (1999), mostraram que o C da biomassa microbiana do solo é positivamente correlacionado com o teor de umidade do solo.

A umidade do solo é fator determinante na atividade ou eficiência dos microorganismos do solo, mais do que nutrientes essenciais como N, P e Ca (Priess & Folster, 2001). Em um estudo realizado por esses autores, a adição de Ca²⁺, NO₃⁻ e PO₄³⁻, num solo tropical deficiente nesses minerais, não produziu um efeito consistente, indicando que florestas tropicais que crescem em solos pobres em nutrientes apresentam um ciclo de nutrientes quase fechado, isto é, raízes e microorganismos do solo são muito eficientes na absorção de nutrientes escassos.

Em solos de Mata de Galeria do Córrego Vereda Grande-DF, os níveis de C da biomassa microbiana entre 0-5 cm de profundidade variaram de 1100 a 1232 mg C/kg solo (Mendes & Vivaldi, 2001). Em áreas nativas de Cerrado, Viana (2002) encontrou valores entre 222 a 929 mg C kg⁻¹ solo. A maior concentração de C da biomassa microbiana na comunidade úmida pode ser consequência da maior umidade do solo que favorece o desenvolvimento das hifas fúngicas e, provavelmente, resulta em maior

presença de raízes finas. Outro fator que contribui para os altos valores de C da biomassa microbiana em Matas de Galeria é o acúmulo de serapilheira na superfície dos solos (média= 6,1 a 7,2 ton ha⁻¹ ano⁻¹) (ver capítulo 2). A presença de serapilheira no sistema aumenta a entrada de material rico em C, favorecendo a comunidade microbiana do solo.

A biomassa microbiana, geralmente, é sensível às mudanças que ocorrem no solo após as chuvas (Zhang & Zak, 1998). Nas comunidades intermediária e seca, o aumento na umidade do solo que ocorre em dezembro, em função da precipitação, é acompanhado pelo aumento em até 52% na biomassa microbiana, em relação aos meses de agosto e setembro. O declínio nos valores de C da biomassa microbiana, durante janeiro e fevereiro, principalmente na comunidade úmida, coincide com o período de grande disponibilidade de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no solo (Figura 45). Nardoto & Bustamante (em publicação) descrevem dinâmica semelhante no cerrado, ou seja, pico de atividade da biomassa microbiana com as primeiras chuvas e conseqüente imobilização, seguido por um período de redução da biomassa microbiana, que coincide com aumento da disponibilização de N inorgânico.

As diferenças observadas para a dinâmica da mineralização líquida de N e biomassa microbiana de solos da Mata de Galeria no presente estudo, confirmam o efeito do gradiente topográfico na heterogeneidade edáfica que está associada à heterogeneidade florística entre as comunidades. Outros estudos (Arunachalam *et al.*, 1998; Zhang & Zak, 1998), também mostraram que a disponibilidade de água influencia a ciclagem de nutrientes em solos tropicais, indicando que a umidade do solo e a biomassa microbiana são bons indicadores da qualidade do solo. Durante a estação seca ocorre uma acumulação de estoques lábeis, de vários nutrientes e matéria orgânica provenientes da serapilheira decomposta, componentes microbianos e metabólitos secundários (Parton *et al.*, 1987). Estes estoques de nutrientes se tornam rapidamente disponíveis para os microorganismos do solo e raízes de plantas, à medida que a umidade do solo aumenta, no início da estação úmida. Isto estimula a decomposição, a respiração do solo, a mineralização e a nitrificação. Então, o C da biomassa microbiana aumenta, e conseqüentemente, é maior a quantidade de nutrientes no solo (Zhang & Zak, 1998).

Os resultados do presente trabalho indicam que a compreensão das relações complexas entre estrutura da vegetação, características físicas do solo e atividade microbiana é fundamental para o entendimento do funcionamento da ciclagem de nutrientes em Matas de Galeria.

4. CONCLUSÕES

- O gradiente de umidade que ocorre em consequência do gradiente topográfico influenciou a atividade biológica do solo, representada pela determinação mensal das taxas de mineralização e nitrificação de N e concentração de C da biomassa microbiana em solos. Estes parâmetros foram diretamente relacionados às variações de umidade do solo, isto é, são maiores na comunidade úmida.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, M.A.; ATTIWILL, P.M. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalyptus forests of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. **Plant and Soil** **92**:341-362.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. (Ed.). 1996. **Tropical soil biology and fertility: a handbook for methods**. 2.ed. Wallingford: CAB. 221p.
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. 1978. Mineralization of bacteria and fungi in chloroform fumigated soils. **Soil Biology and Biochemistry** **10**: 207-213.
- ARUNACHALAM, A.; ARUNACHALAM, K.; PANDEY, H.N.; TRIPATHI, R.S. 1998. Fine litterfall and nutrient dynamics during forest regrowth in the humid subtropics of north-eastern India. **Forest Ecology and Management** **110**:209-219.
- BUCHMANN, N.L.; GUEHL, J.M.; BARIGAH, T.S.; EHLERINGER, J.R. 1997. Interseasonal comparison to CO₂ concentrations, isotopic composition, and carbon dynamics in an Amazonian rainforest (French Guiana). **Oecologia** **110**:120-131.
- CAMPBELL, C.A.; KA, E.Y.W.; WINKEMAN, G.E. 1984. Mineralization rate constants and their use for estimating nitrogen mineralization in some Canadian prairie soils. **Canadian Journal Soil Science** **64**:333-343
- CORREIA, J.R.; HARIDASAN, M.; REATTO, A.; MARTINS, E.S.; WALTER, B.M.T. 2001. Influencia de fatores edáficos na distribuição de espécies arbóreas em Matas de Galeria na região do Cerrado: uma revisão. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L. & SOUSA-SILVA, J.C. (Eds.) **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina, Embrapa Cerrados. p.51-76.
- DE BOER, W.; KOWALCHUK, G.A. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry** **33**:853-866.
- DURIGAN, G. 1994. **Florística, fitossociologia e produção de folheto em matas da região oeste do Estado de São Paulo**. Campinas, UNICAMP. Dissertação de Doutorado. 149p.
- EATON, W.D. 2001. Microbial and nutrient activity in soils from three different subtropical forest habitats in Belize, Central America before and during the transition from dry to wet season. **Applied Soil Ecology** **16**:219-227.
- FORSTER, J.C. 1995. Soil nitrogen. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.) **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London, Academic Press/Harcourt, Brace & Company. p.79-87.
- FYLES, J.W.; MCGILL, W.B. 1987. Nitrogen mineralization in forest soil profiles from central Alberta. **Canadian Journal Forestry Research** **17**:242:249.
- GONÇALVES, J.L.M.; CARLYLE, J.C. 1994. Modeling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forested sandy soil. **Soil Biology and Biochemistry** **26**: 1557-1564.
- GROFFMAN, P.M.; McDOWELL, W.H.; MYERS, J.C.; MERRIAM, J.L. 2001. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology and Biochemistry** **33**: 1339-1348.
- HARIDASAN, M. 1998. Solos de Matas de Galeria e nutrição mineral de espécies arbóreas em condições naturais. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.) **Cerrado: Matas de Galeria**. Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.17-28.

- HOOK, P.B.; BURKE, I. 2000. Biogeochemistry in a shortgrass landscape: control by topography, soil texture, and microclimate. **Ecology** **81**(10):2686-2703.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry** **8**: 209-213.
- KNOEPP, J.D.; SWANK, W.T. 2002. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. **Biology & Fertility of Soils** **36**:177-182.
- MAGGS, J.; HEWETT, B. 1990. Soil and litter respiration in rainforests of contrasting nutrient status and physiognomic structure near lake Eacham, north-east Queensland. **Australian Journal of Ecology** **15**:329-336.
- MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology** **63**:621-626.
- MENDES, I.C.; VIVALDI, L.A. 2001. Dinâmica da biomassa e atividade microbiana em uma área sob Mata de Galeria na região do Distrito Federal. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Eds.) **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina, Embrapa Cerrados. p.665-687.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. 2002. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras, Editora UFLA. 626p.
- NARDOTO, G.B. 2000. **Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado *stricto sensu***. Brasília, Universidade de Brasília, 2000. Dissertação de Mestrado. 90p.
- NARDOTO, G.B.; BUSTAMANTE, M.M.C. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** (em publicação).
- NASHOLM, T.; HUSS-DANELL, K.; HOGBERG, P. 2000. Uptake of organic nitrogen in the field by four agriculturally important plant species. **Ecology** **81**(4):1155-1161.
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C.; STEUDLER, P.A.; MELILLO J.M.; BRITO, M. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. **Oecologia** **110**: 243-252.
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C. 1999. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ¹⁵N pool dilution. **Soil Biology and Biochemistry** **31**:567-572.
- OLIVEIRA, J.R.A.; MENDES, I.C.; VIVALDI, L.J. 2001. **Carbono da biomassa microbiana em solos de Cerrado: comparação dos métodos fumigação-incubação e fumigação-extração**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 9. Planaltina, Embrapa Cerrados, 22p.
- OLSSON, M.O.; FALKENGREN-GRERUP, U. 2000. Potential nitrification as an indicator of preferential uptake of ammonium or nitrate by plants in an oak woodland understorey. **Annals of Botany** **85**: 299-305.
- ORIAN, G.H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. 1996. Synthesis. In: ORIAN, G.H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. (Eds.) **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Berlin, Springer Verlag. p.195-220.
- PARTON, W.J.; SCHIMMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. **Soil Science Society of American Journal** **51**:1173-1179.

- PERSSON, T.; WIRÉN, A. 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. **Plant Soil (168-169)**: 55-65.
- PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. 1994. Natural abundance of ¹⁵N in soils along forest-to-pasture chronosequences in the western Brazilian Amazon. **Oecologia** **99** (1-2):112-117.
- PRESCOTT, C.E.; CHAPPELL, H.N.; VESTERDAL, L. 2000. Nitrogen turnover in forest floors of coastal Douglas-fir at sites differing in soil nitrogen capital. **Ecology** **81**:1878-1886.
- PRIESS, J.A.; FOLSTER, H. 2001. Microbial properties and soil respiration in submontane forests of Venezuelan Guyana: characteristics and response to fertilizer treatments. **Soil Biology and Biochemistry** **33**: 503-509.
- REATTO, A.; SPERA, S.T.; CORREIA, J.R.; MARTINS, E.S.; MILHOMEM, A. 2001. Solos de ocorrência em duas áreas sob Matas de Galeria no Distrito Federal: aspectos pedológicos, uma abordagem química e físico-hídrica. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Eds.) **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina, Embrapa Cerrados. p.115-140.
- ROBERTSON, G.P. 1982. Factors regulating nitrification in primary and secondary succession. **Ecology** **63**:1561-1573.
- ROSS, D.J. 1990. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: influence of seasons, soils and calibration with the fumigation-incubation procedure. **Soil Biology and Biochemistry** **22**:295-300.
- SCHLESINGER, W.H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. California, Academic Press. 588p.
- SIERRA, J.; MARBÁN, L. 2000. Nitrogen mineralization pattern of an oxisol of Guadeloupe, French West Indies. **Soil Science Society of American Journal** **64**:2002-2010.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 1995. Tree communities of the gallery forests of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil. Edinburg, UK, University of Edinburg. Ph.D. Thesis. 257p.
- SILVA JÚNIOR, M.C.; FURLEY, P.A.; RATTER, J.A. 1996. Variations in tree communities and soils with slope in Gallery Forest, Federal District, Brazil. In: ANDERSON, M.G.; BROOKS, S.M., (Eds.) **Advances in hillslope processes**. Bristol, J. Wiley. v.1. p.451-469.
- STANFORD, G.; SMITH, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society American Proceedings** **36**:465-472.
- STATSOFT, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- STE-MARIE, C.; PARÉ, D. 1999. Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floor of a range of boreal forest stands. **Soil Biology and Biochemistry** **31**: 1579-1589.
- TOMÉ JR. J.B. 1997. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba, Agropecuária. 247p.
- TRACY, B.F.; FRANK, D.A. 1998. Herbivore on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem: Yellowstone National Park. **Oecologia** **114**:556-562.
- VIANA, L.T. 2002. **Comparação das dinâmicas de mineralização de nitrogênio, biomassa e estrutura das comunidades microbianas do solo em áreas de**

- Cerrado nativo e pastagem.** Brasília, Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 85p.
- VITOUSEK, P.M.; MATSON, PA. 1985. Disturbance, nitrogen availability and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. **Ecology** **66**:1360-1378.
- WARDLE, D.A.; PARKINSON, D. 1990. Interactions between microclimatic variables and the soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils** **9**: 273-280.
- ZHANG, Q.; ZAK, J.C. 1998. Effects of water and nitrogen amendment on soil microbial biomass and fine root production in a semi-arid environment in West Texas. **Soil Biology and Biochemistry** **30**: 39-45.

CAPÍTULO 4

COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS E PLANTAS: EFEITO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS E PLANTAS: EFEITO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO EM MATA DE GALERIA

1. INTRODUÇÃO

A composição isotópica de carbono e nitrogênio são ferramentas muito importantes para esclarecer a dinâmica desses elementos nos solos e é largamente utilizada para a compreensão dos seus estoques nos ecossistemas, do fluxo de gases dos solos e da dinâmica da decomposição.

A identificação das fontes de matéria orgânica (MO) nos solos utilizando técnicas isotópicas é feita pela quantificação da abundância natural de ^{13}C , uma vez que as plantas com ciclo fotossintético C_3 e C_4 , apresentam diferentes $\delta^{13}\text{C}$. A maioria das plantas das florestas tropicais, inclusive de Matas de Galeria, possui um ciclo fotossintético do tipo C_3 e como a matéria orgânica do solo é derivada da cobertura vegetal, o seu $\delta^{13}\text{C}$ deve ser aproximadamente igual ao da vegetação que a originou.

As plantas C_3 constituem cerca de 90% de todas as plantas. O fracionamento isotópico ($\delta^{13}\text{C}$) associado com a carboxilação da ribulose bifosfato em plantas terrestres, varia entre -20 a -30‰. As plantas C_4 apresentam fracionamento isotópico ($\delta^{13}\text{C}$) em torno de -13‰. Esses valores são muito mais negativos que a fonte de carbono para as plantas, o CO_2 do ar ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2} = -7,4\text{‰}$)

Valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos (portanto, maiores) indicam menor discriminação contra o ^{13}C devido à menores valores de CO_2 intercelular e maior eficiência no uso de água (Farquhar *et al.*, 1982). A troca de CO_2 da biosfera com a atmosfera é influenciada pelas interações entre o regime de turbulência e a fisiologia do ecossistema. O regime de turbulência influenciará a mistura de CO_2 com diferentes composições isotópicas, entre a biosfera e a atmosfera. A fisiologia do ecossistema afetará a assinatura do fluxo da biosfera e a magnitude desse fluxo. Os principais processos do ecossistema que alteram a assinatura do CO_2 do dossel são assimilação, respiração autotrófica, e respiração heterotrófica, cada um carregando sinais ^{13}C integrados através de diferentes períodos de tempo. As taxas de carbono

isotópico das folhas ($\delta^{13}\text{C}_{\text{folha}}$) refletem a taxas correntes de isótopos de carbono do CO_2 troposférico ($\delta^{13}\text{C}_{\text{trop}}$) ou CO_2 do dossel ($\delta^{13}\text{C}_{\text{dossel}}$) a medida que esse CO_2 é fixado durante a fotossíntese das folhas. Durante esta fixação e subsequente carboxilação, ocorre nas folhas (Δ_{folha}) a discriminação contra o $^{13}\text{CO}_2$ mais pesado. Em contraste, as taxas de $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira ($\delta^{13}\text{C}_{\text{serap}}$) e carbono orgânico do solo ($\delta^{13}\text{C}_{\text{cos}}$) possuem sinais isotópicos do passado, isto é, do tempo de residência da matéria orgânica do solo. Então, ambos refletem condições com menores concentrações de CO_2 atmosférico e maiores taxas de $\delta^{13}\text{C}$ troposférico (Buchmann & Kaplan, 2001).

Em ecossistemas naturais, o método da abundância natural de ^{15}N pode ser usado como um indicador da importância da fixação do N_2 atmosférico (identificando plantas fixadoras de N_2) (Martinelli *et al.*, 1999) e para identificar os estoques de N do solo (Piccolo *et al.*, 1994). Pode ser usado também como um indicador de mudanças nas transformações do N (reservatórios de N inorgânico, taxas de mineralização e nitrificação líquidas), e nas fontes de N no solo que ocorrem com resultado de alterações no uso da terra (Neill *et al.*, 1999).

Como a concentração de ^{15}N do estoque de nitrogênio inorgânico (NH_4^+ e NO_3^-) no solo difere significativamente da concentração de ^{15}N do N_2 atmosférico, a quantidade de N_2 que as plantas leguminosas utilizam como fonte de nitrogênio pode ser avaliada comparando sua composição com aquela de espécies não fixadoras de N_2 , que obtêm nitrogênio somente de estoques disponíveis a partir da decomposição da matéria orgânica no solo (Högberg, 1997). Há uma pequena diferença entre as concentrações de ^{15}N dos estoques de nitrogênio disponível no solo e do N_2 atmosférico, isto é, a abundância de ^{15}N do nitrogênio da matéria orgânica do solo é maior que do N_2 atmosférico ($\delta^{15}\text{N} = 0\text{‰}$). Conseqüentemente, plantas não fixadoras de N_2 da atmosfera têm $\delta^{15}\text{N}$ maior (entre -8 a +3‰) que plantas que assimilam N_2 atmosférico (entre -2 e 2 ‰, próximos aos do N_2 atmosférico) (Peterson & Fry, 1987). Para plantas cuja fonte de N é desconhecida, valores próximos a 0‰ podem indicar fonte semelhante ao N_2 derivado da atmosfera, principalmente se o N do solo orgânico tem valores de $\delta^{15}\text{N}$ muito diferentes de 0‰. Outros métodos utilizados para identificar plantas fixadoras de N_2 , a técnica de redução do acetileno e a quantificação da

biomassa de nódulos, que fornecem medidas indiretas de atividade de fixação de N₂, são trabalhosos e destrutivos (Hendricks & Boring, 1999).

O $\delta^{15}\text{N}$ do solo varia de -5 a 15‰ e em florestas naturais esse valor aumenta com a profundidade. Na camada de serapilheira os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são muito mais baixos que nas camadas mais profundas do solo, porque o estoque de N orgânico é 10-100 vezes maior que o de N inorgânico (NH₄⁺ e NO₃⁻) (Martinelli *et al.*, 1999). O baixo fracionamento líquido no estoque total de N na superfície solo reflete a dominância de muita matéria orgânica, que tende a mascarar os efeitos das perdas do fracionamento dos menores e mais dinâmicos estoques de N inorgânico.

Os objetivos do trabalho foram determinar o perfil isotópico de C e N e verificar padrões de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em solos e plantas de três comunidades vegetais distintas de uma Mata de Galeria no Distrito Federal. As informações sobre $\delta^{13}\text{C}$ no solo possibilitam determinar diferenças de estresse hídrico entre as comunidades.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Determinação da composição isotópica de carbono e nitrogênio

O experimento foi estabelecido na Mata de Galeria do Córrego Pitoco, em três comunidades, conforme descrito anteriormente (Figuras 4 e 5). O trabalho foi realizado entre março de 2001 e fevereiro de 2002.

Em cada linha foram determinados o $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da (1) matéria orgânica do **solo** nas profundidades de 0-5, 5-10, e daí até 100cm em intervalos de 10cm, (2) do **tecido foliar** (folhas verdes) e da (3) **serapilheira** de espécies lenhosas mais comuns em cada comunidade vegetal (Tabela 27). Foram utilizadas três repetições para as coletas de solo e tecido vegetal.

Por convenção, as proporções de composição isotópica de C e N (depleção ou enriquecimento) foram expressadas com notação δ em partes por milhão (‰) como:

Composição isotópica do C:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = [(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{amostra}} - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}] \times 10^3 / (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}$$

padrão= C no CO₂ produzido no fóssil belemnita da formação calcária Pee Dee (PDB)

Composição isotópica do N:

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = \left[\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{amostra}} - \left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{padrão}} \right] / \left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{padrão}} \times 10^3$$

padrão= N₂ atmosférico

As determinações das concentrações de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram realizadas no Centro de Energia Nuclear (Cena – USP), em um analisador elementar (para C e N) Carlo Erba acoplado a um espectrômetro de massas (para ^{13}C e ^{15}N) Delta Plus da marca Finnigan Mat. A sensibilidade é de 0,3‰ entre repetições.

Tabela 28. Espécies arbóreas utilizadas para determinação da composição isotópica de carbono e nitrogênio. Mata de galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

ESPÉCIE	FAMÍLIA	COMUNIDADE VEGETAL
Emmotum nitens	Icacinaceae	Úmida
<i>Protium almecega</i>	Burseraceae	Úmida
<i>Virola sebifera</i>	Myristicaceae	Úmida
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Leguminosae	Intermediária
<i>Faramea cyanea</i>	Rubiaceae	intermediária
<i>Inga alba</i>	Leguminosae	Intermediária
<i>Jacaranda peberula</i>	Bignoniaceae	Intermediária
<i>Maprounea guianensis</i>	Euphorbiaceae	Intermediária
<i>Tapura amazonica</i>	Dichapetalaceae	Intermediária
<i>Callistene major</i>	Vochysiaceae	Seca
<i>Eriotheca pubescens</i>	Bombacaceae	Seca
<i>Lamanonia ternata</i>	Cunoniaceae	Seca
<i>Bauhinia rufa</i>	Leguminosae	comum às três comunidades
<i>Sclerobium paniculatum</i> *	Leguminosae	comum às três comunidades
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	comum às três comunidades

* variedade *rubiginosum*

2.2. Análise estatística

Os dados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do solo foram analisados estatisticamente usando o procedimento 'General Linear Models' (GLM) para análise de medidas repetidas (Vivaldi, 1999) do programa Statistica (StatSoft, 2001). As análises consideraram

as comunidades (úmida, intermediária e seca) como tratamento e profundidade do solo como medida repetida no espaço ($p < 0,05$). No texto, as médias estão seguidas pelo erro padrão da média (ep). Os métodos Greenhouse-Geisser e Huynh-Feldt (G-G e H-F) que ajustam os graus de liberdade das análises de medidas repetidas baseados em intercorrelações entre as hipóteses das análises, foram usados para confirmar os resultados.

Análises de covariância dos GLM (ANCOVA, $p < 0,05$) foram usadas para comparar o $\delta^{15}\text{N}$ de espécies leguminosas e não leguminosas da comunidade intermediária e comuns às três comunidades.

Além disso, coeficientes de correlação de Pearson foram usados para determinar correlações entre C e $\delta^{13}\text{C}$, assim como entre N e $\delta^{15}\text{N}$.

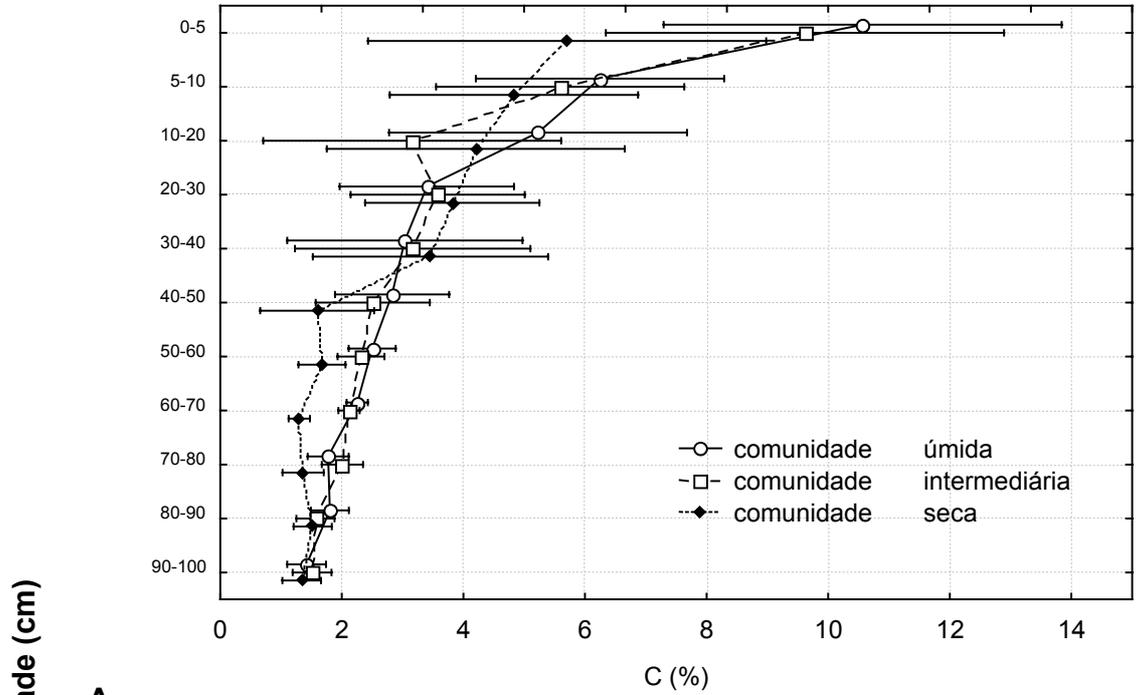
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Composição isotópica do carbono

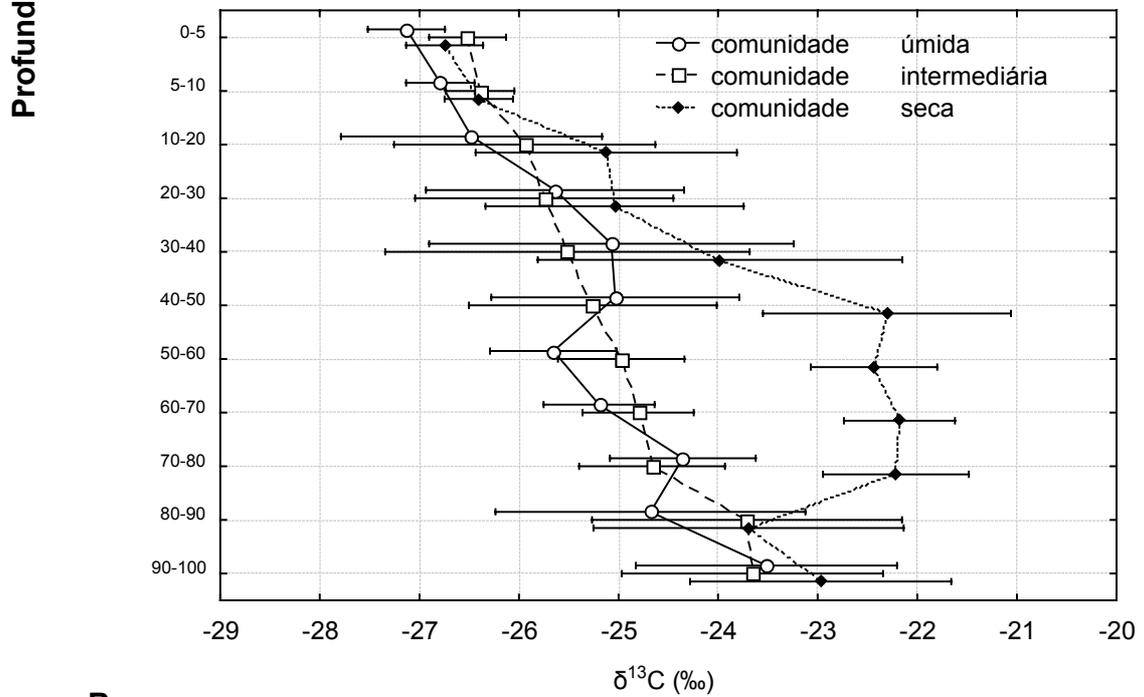
A concentração de C na camada 0-5 cm do solo, foi 10,57% (ep= 0,76), 9,62% (ep= 2,10) e 6,31% (ep= 0,60) nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente, e na camada mais profunda (90-100 cm) foi em média 1,43% ($\sigma= 0,07$). (Figura 49a). Ocorre diferença significativa entre as comunidades (análise de medidas repetidas, $F= 5,8$; $p = 0,04$). A variação entre a concentração de C da superfície e das camadas mais profundas do solo nas comunidades úmida, intermediária e seca foi 9,15%, 8,11% e 4,37%, respectivamente.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da superfície do solo (0-5 cm) das comunidades úmida, intermediária e seca foram -27,13‰ (ep= 0,26), -26,52‰ (ep = 0,07), e -26,75‰ (ep = 0,04), respectivamente. Na camada mais profunda (0-100 cm) foram em média -23,38‰ ($\sigma= 0,29$) (Figura 49b). A variação entre a composição isotópica da superfície e das camadas mais profundas do solo nas comunidades úmida, intermediária e seca foi 3,66‰, 2,86‰ e 4,57‰ (0-80 cm), respectivamente. Ocorre diferença estatística entre comunidades (análise de medidas repetidas, $F= 12,14$; $p = 0,007$), e na interação profundidade *versus* comunidade (análise de medidas repetidas, $F= 2,70$; $p = 0,002$). Entre as camadas 30-80 cm o $\delta^{13}\text{C}$ da comunidade

seca se destaca significativamente das demais, apresentando valores próximos a -22‰.



A



B

Figura 49. Carbono (%) e composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em função da profundidade dos solos das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

A concentração de C das **folhas verdes** variou de 38,0% (ep= 2,3) em *T. amazonica*, espécie da comunidade intermediária, até 53,33% (ep= 0,10) e 54,32% (ep= 0,12), em *V. sebifera* e *E. nitens*, espécies da comunidade úmida (Figura 50a). O padrão da curva e a concentração de C na **serapilheira** são muito semelhantes ao das folhas verdes (Figura 50a).

Os maiores valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas **folhas verdes** foram apresentados por espécies da comunidade seca, *E. pubescens* ($\delta^{13}\text{C} = -28,94\text{‰}$; ep= 0,14), e *C. major* ($\delta^{13}\text{C} = -29,43\text{‰}$; ep= 0,13). Em contraste, os menores valores foram apresentados por *V. sebifera* ($\delta^{13}\text{C} = -33,73\text{‰}$; ep= 0,23), e *P. almecega* ($\delta^{13}\text{C} = -32,40\text{‰}$; ep= 0,73), espécies da comunidade úmida (Figura 50b).

A abundância natural de ^{13}C na **serapilheira** mostrou valores maiores que nas folhas verdes. *C. major* ($\delta^{13}\text{C} = -27,57\text{‰}$; ep= 0,16) e *E. pubescens* ($\delta^{13}\text{C} = -27,83\text{‰}$; ep= 0,42), espécies da comunidade seca, apresentaram os valores mais altos, e *T. amazônica*, da comunidade intermediária, os valores mais reduzidos ($\delta^{13}\text{C} = -31,08$; ep= 0,67) (Figura 50b).

Na Mata de Galeria, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apresentam tendência de aumento na seqüência **folhas < serapilheira < superfície do solo < camadas mais profundas do solo**. O enriquecimento em ^{13}C em direção camadas mais profundas dos perfis de solos da Mata de Galeria pode ser explicado pela rápida mineralização de componentes reduzidos em ^{13}C . Nos solos da comunidade úmida, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ são mais distantes de zero, provavelmente, porque possuem maior quantidade de matéria orgânica, (em função da topografia e umidade do solo), embora apresentem maiores taxas de mineralização de N (ver capítulo 3).

Tendências semelhantes foram apresentadas em vários outros ecossistemas onde as plantas C_3 são dominantes (Neill *et al.*, 1996, Moraes *et al.*, 1996). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ em perfis de solo de florestas no sudoeste da Amazônia (Rondônia), mostraram uma variação de 1,5‰ entre a camada de solo da superfície e a 30 cm de profundidade em Latossolo podzólico (mais arenoso) e 2‰ em Podzólico vermelho-amarelo. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ de MO aumentaram entre 1 e 2‰ da superfície para o horizonte mediano (50 cm) (Moraes *et al.*, 1996). Mesmo sob vegetação de cerrado *sensu-stricto*, onde o estrato herbáceo é dominado por plantas C_4 , a composição

isotópica da superfície dos solos ($\delta^{13}\text{C} = -25,29\text{‰}$) foi maior que na serapilheira ($\delta^{13}\text{C} = -27,81\text{‰}$) (Roscoe *et al.*, 2000).

O enriquecimento em ^{13}C , da superfície em direção camadas mais profundas dos perfis de solos pode estar relacionado à mineralização da MO ou à presença de MO antiga nas camadas mais profundas. A humificação diferencial em perfis de solos da floresta, a variação na concentração de CO_2 e mudanças na vegetação e seu ambiente (exceto mudanças na vegetação de C_3 para C_4), são os principais fatores que influenciam o $\delta^{13}\text{C}$ da MO de solos de floresta (Neill *et al.*, 1996, Moraes *et al.*, 1996). O aumento do $\delta^{13}\text{C}$ em direção às camadas mais profundas do solo poderia ser explicado também pelas diferenças entre as taxas de decomposição de compostos orgânicos, presentes nas folhas, serapilheira e superfície do solo, com diferentes assinaturas isotópicas. O fracionamento isotópico durante a decomposição microbiana de compostos orgânicos, deixaria valores maiores de $\delta^{13}\text{C}$ para produtos microbianos comparados ao material das plantas (Roscoe *et al.*, 2000; Powers & Schlesinger, 2002).

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ maiores (mais próximos de zero) na comunidade seca podem estar relacionados ao aporte de matéria orgânica com valores mais altos de $\delta^{13}\text{C}$. Como o $\delta^{13}\text{C}$ é aproximadamente igual ao da vegetação que a originou, nesse caso, provavelmente, o material de origem seriam plantas C_4 (gramíneas nativas) das áreas adjacentes de Cerrado. No sudeste da Amazônia (Paragominas) a diferença entre ecossistemas de pastagens (C_4) e floresta nativa (C_3) é evidente: a superfície do solo ($\delta^{13}\text{C} = -22,4\text{‰}$) sob pastagens antigas (15 anos) é mais enriquecida em ^{13}C que sob floresta ($\delta^{13}\text{C} = -27,7\text{‰}$) (Bernoux *et al.*, 1999).

Valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais próximos de zero nas folhas verdes de espécies da comunidade seca em relação à espécies da comunidade úmida parecem estar associados à redução na disponibilidade de água no solo (Meinzer *et al.*, 1992; Meinzer *et al.*, 1993). A estacionalidade que ocorre no bioma Cerrado, com o período de 4-5 meses de seca, afeta mais fortemente as espécies da comunidade seca do que as espécies da comunidade úmida. Como foi dito anteriormente, em plantas C_3 a magnitude de discriminação contra o ^{13}C e a $\delta^{13}\text{C}$ resultante são determinadas

pela razão pressão intercelular/pressão atmosférica parcial de CO₂ (p_i/p_a) que prevalece quando o carbono do tecido foliar é assimilado e pela $\delta^{13}\text{C}$ do CO₂ fonte (Farquhar *et al.*, 1982; Jackson *et al.*, 1993). A razão p_i/p_a é também diretamente relacionada à razão taxa de assimilação instantânea de CO₂/condutância estomatal, uma medida intrínseca de eficiência do uso da água (Meinzer *et al.*, 1992).

3.2. Composição isotópica do nitrogênio

Depois da disponibilidade de água, o N é o fator limitante mais importante da produtividade. A concentração de N total é maior na superfície do solo (0-5cm), cujos valores foram 0,66% (ep= 0,06), 0,59% (ep= 0,16) e 0,39% (ep= 0,03) nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente, e declina fortemente com a profundidade, apresentando na camada 90-100 cm valores médios de 0,08% (ep= 0,01) (Figura 51a). Não há diferença significativa entre as comunidades ($p > 0,05$). A variação entre o N da superfície e as camadas mais profundas do solo nas comunidades úmida, intermediária e seca foi 0,6%, 0,5% e 0,3%, respectivamente.

Em relação ao N₂ atmosférico, o solo é enriquecido em $\delta^{15}\text{N}$, e esse enriquecimento aumentou significativamente com a profundidade (análise de medidas repetidas, $F= 35,24$; $p = 0,0$) (Figura 51b). O $\delta^{15}\text{N}$ da superfície do solo (0-5 cm) foi 4,07‰ (ep= 0,65), 3,95‰ (ep= 0,21), e 4,65‰ (ep= 1,42), nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente. Na camada mais profunda (90-100 cm) o $\delta^{15}\text{N}$ foi em média 8,34‰ (ep= 0,21) (Figura 51b). A variação entre a composição isotópica de N da superfície e as camadas mais profundas do solo nas comunidades úmida, intermediária e seca foi, respectivamente, 4,85‰, 4,14‰ e 3,36‰. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ da comunidade úmida são maiores que os da comunidades intermediária e seca (análise de medidas repetidas, $F= 8,92$; $p = 0,01$). Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ em solos do sudoeste da Amazônia foram ainda maiores que nos solos de Mata de Galeria, variaram de 9,8 a 13,6‰ (0-120 cm profundidade) (Piccolo *et al.*, 1994).

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do solo são inversamente relacionados à concentração de N total (Figura 51). Menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados na superfície em relação às camadas mais profundas do solo estão relacionadas a maiores concentrações de N.

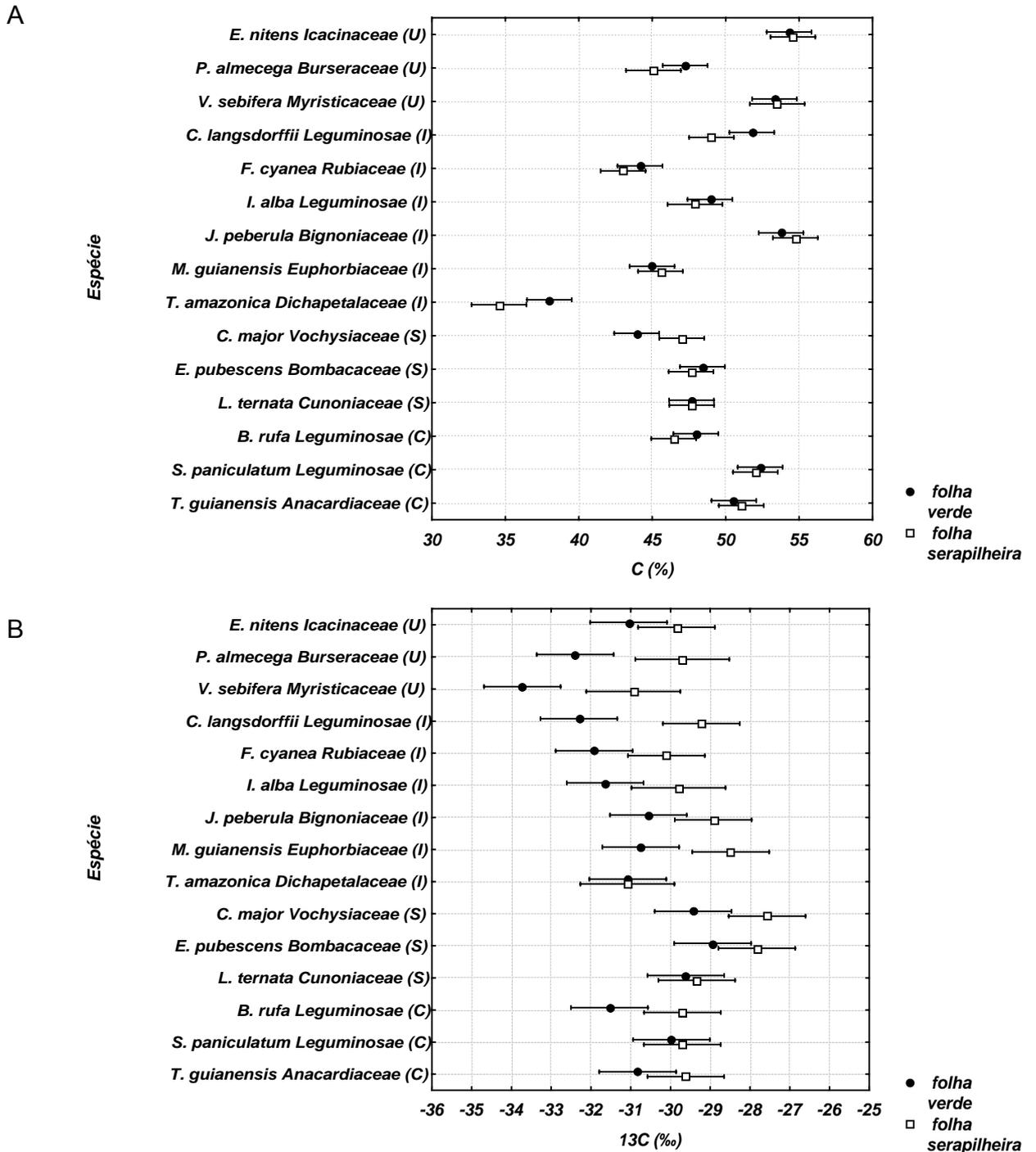


Figura 50. Carbono (%) e composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas das comunidades úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

A razão C/N na superfície do solo (0-5cm) variou de 15,92 (ep= 0,56) na comunidade úmida até 16,61 (ep= 0,89) na comunidade intermediária e 17,15 (ep= 0,21) na comunidade seca. Na camada mais profunda (0-100 cm) a seqüência foi a mesma: 16,36 (ep= 0,56), 16,42 (ep= 0,81) e 23,95 (ep= 6,28) nas comunidades úmida, intermediária e seca (Figura 53).

O N nas **folhas das plantas** foi menor em *E. pubescens* (N= 0,94% e ep= 0,01) e *L. ternata* ($\delta^{15}\text{N}$ = 0,97% ep= 0,06), espécies da comunidade seca, e maior em *B. rufa* ($\delta^{15}\text{N}$ = 2,13% e ep= 0,16), *C. langsdorffii* ($\delta^{15}\text{N}$ = 2,17%; ep= 0,29) e *I. alba* ($\delta^{15}\text{N}$ = 3,3%; ep= 0,11), as duas primeiras, leguminosas freqüentes na comunidade intermediária e a última, comum às três comunidades (Figura 52a). O padrão para o N da **serapilheira** foi o mesmo, variando de 0,53% (ep= 0,02) em *L. ternata* e 0,54% (ep= 0,04) em *E. pubescens* até 1,44% (ep= 0,0) em *I. alba*.

A abundância natural de ^{15}N nas **folhas das plantas**, mostrou o seguinte padrão: as espécies da comunidade seca apresentaram os valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais reduzidos, ou seja, menores que -2‰; quatro espécies da comunidade seca (sendo duas leguminosas, *C. langsdorffii* e *I. alba*) e *S. paniculatum*, leguminosa comum às três comunidades apresentaram $\delta^{15}\text{N}$ entre -1‰ e zero. O maior enriquecimento em ^{15}N foi verificado em *V. sebifera* ($\delta^{15}\text{N}$ = 1,93‰; ep= 0,52) da comunidade úmida e *T. amazonica* ($\delta^{15}\text{N}$ = 0,70‰; ep= 0,75) da comunidade intermediária. As espécies da comunidade úmida não apresentaram um padrão definido (Figura 52b).

Quando as composições isotópicas das folhas de espécies leguminosas ($\delta^{15}\text{N}$ = -0,49‰; ep= 0,37) e não leguminosas ($\delta^{15}\text{N}$ = -0,52‰; ep= 0,32; n= 2) da comunidade intermediária foram comparadas, verificou-se que não houve diferença significativa entre esses dois grupos (ANCOVA, F= 0,41; p= 0,53; n= 4). O mesmo ocorreu quando comparadas as composições isotópicas das folhas de todas as espécies leguminosas ($\delta^{15}\text{N}$ = -0,78‰; ep= 0,25; n= 4) e todas as não leguminosas ($\delta^{15}\text{N}$ = -1,33‰; ep= 0,30; n= 11), independentemente da separação em comunidades (ANCOVA, F= 2,64; p= 0,11). No entanto, quanto a mesma comparação foi feita entre espécies leguminosas ($\delta^{15}\text{N}$ = -1,06‰; ep= 0,32; n= 2) e a espécie não leguminosa ($\delta^{15}\text{N}$ = -2,47‰; ep= 0,08; n=1) comum às três comunidades a diferença foi significativa (ANCOVA, F= 30,99; p= 0,0).

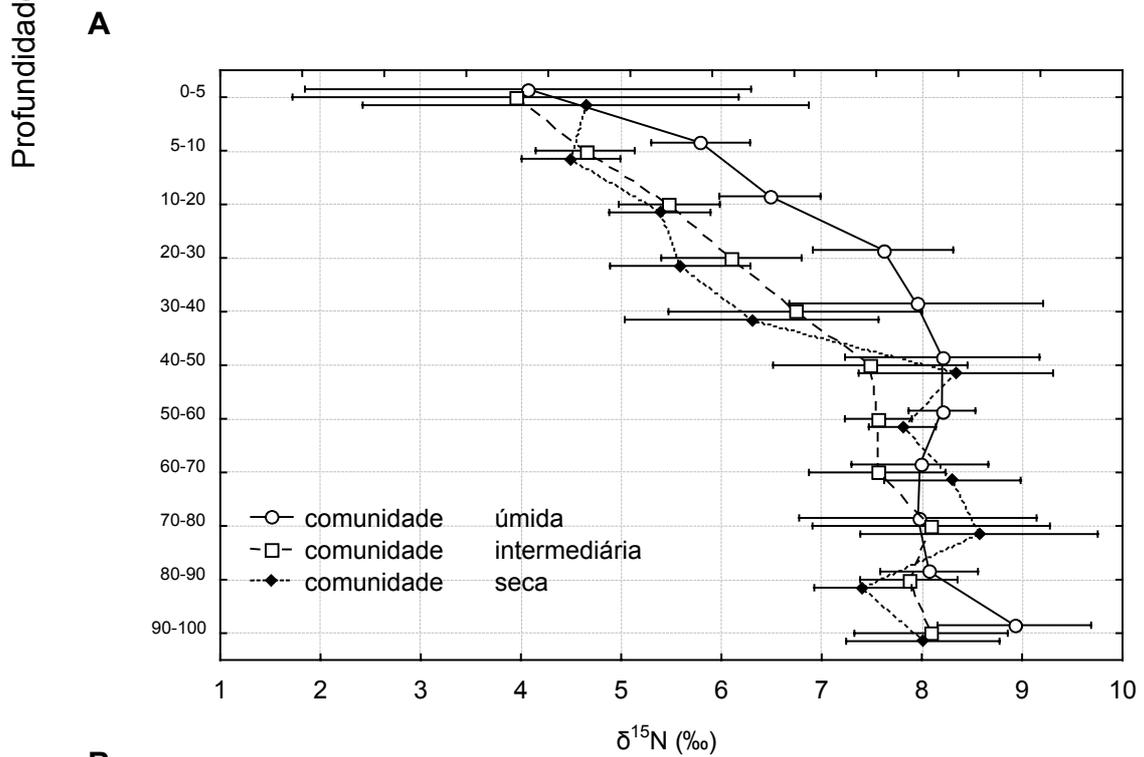
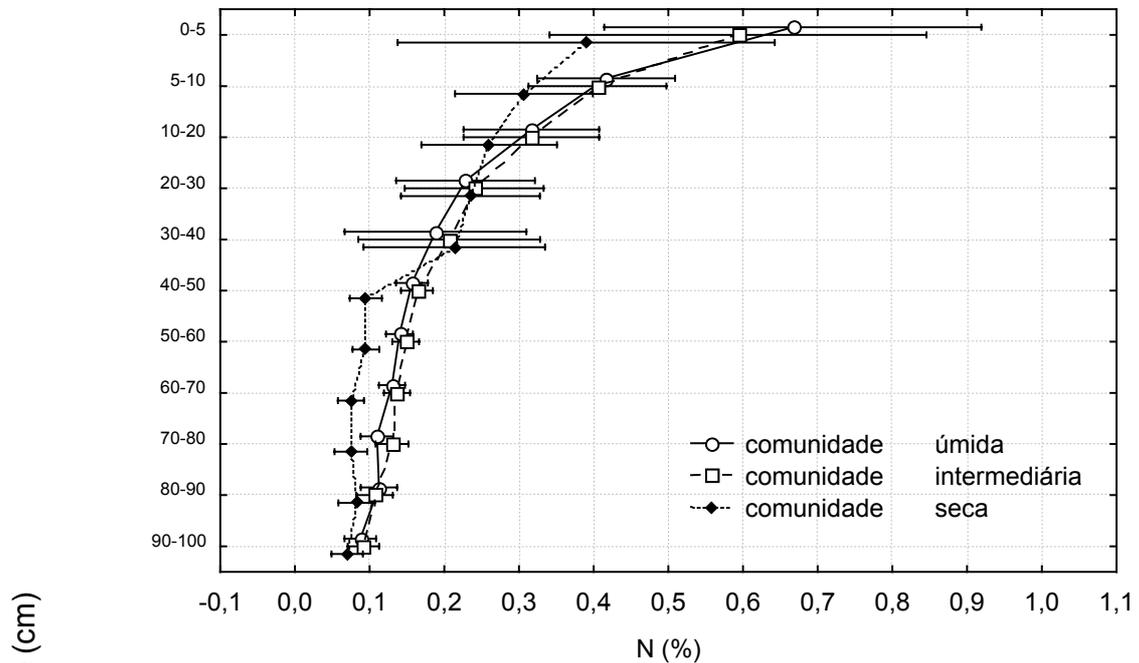
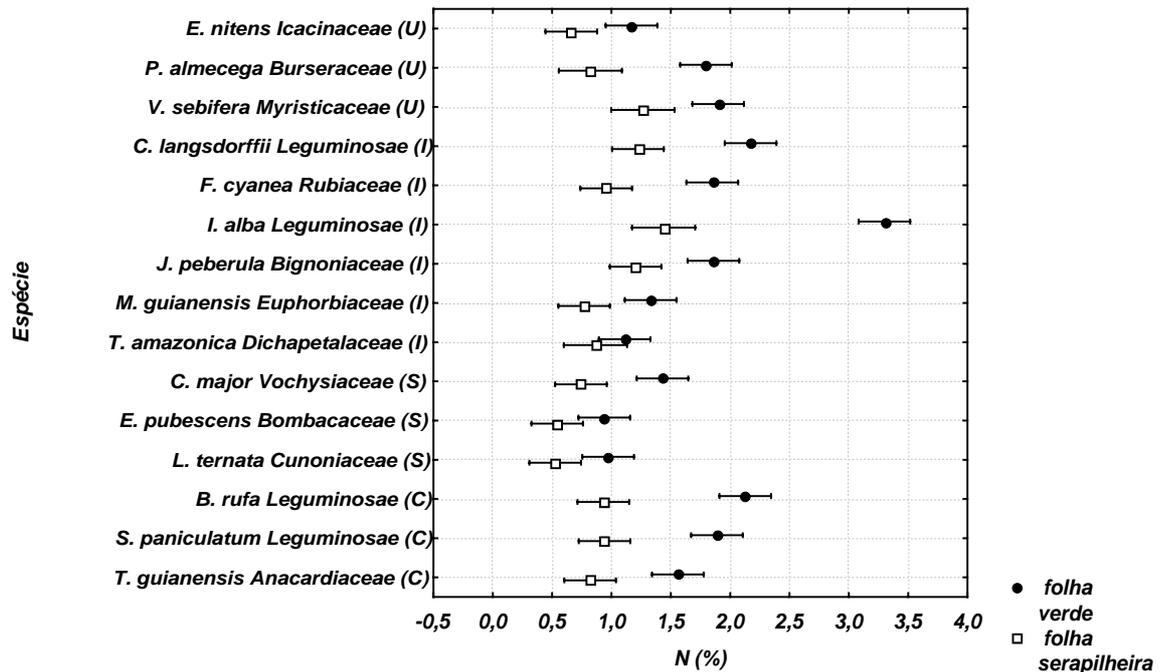


Figura 51. Nitrogênio (%) e composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em função da profundidade dos solos das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

A



B

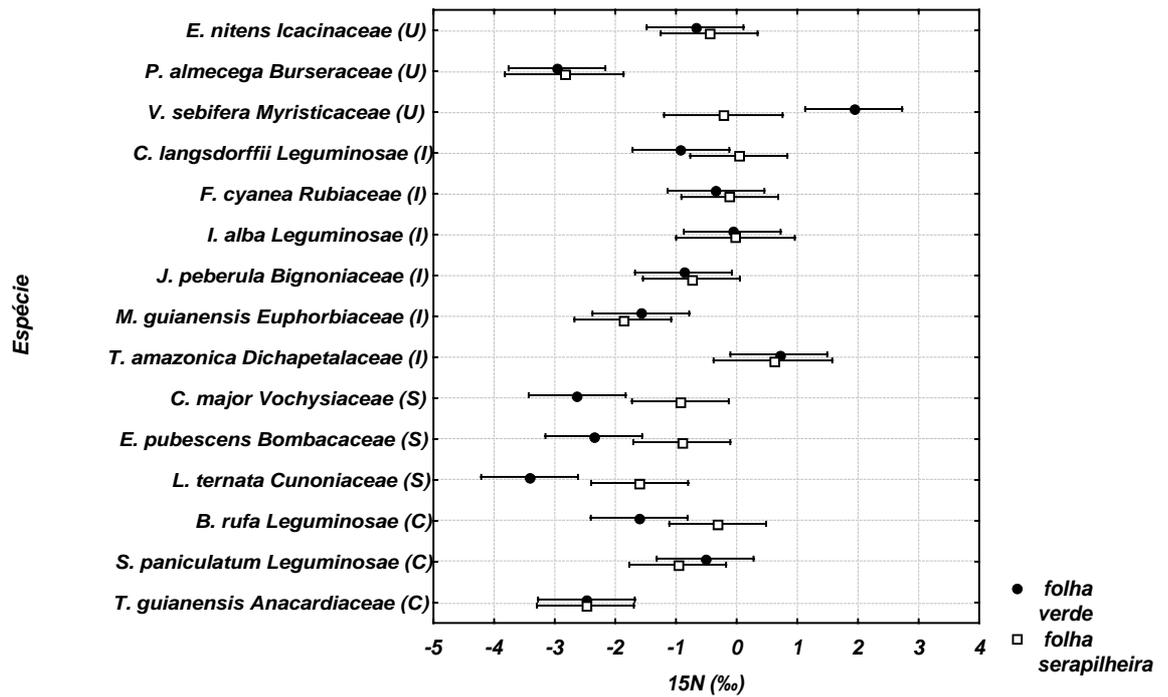


Figura 52. Nitrogênio (%) e composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas das comunidades úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

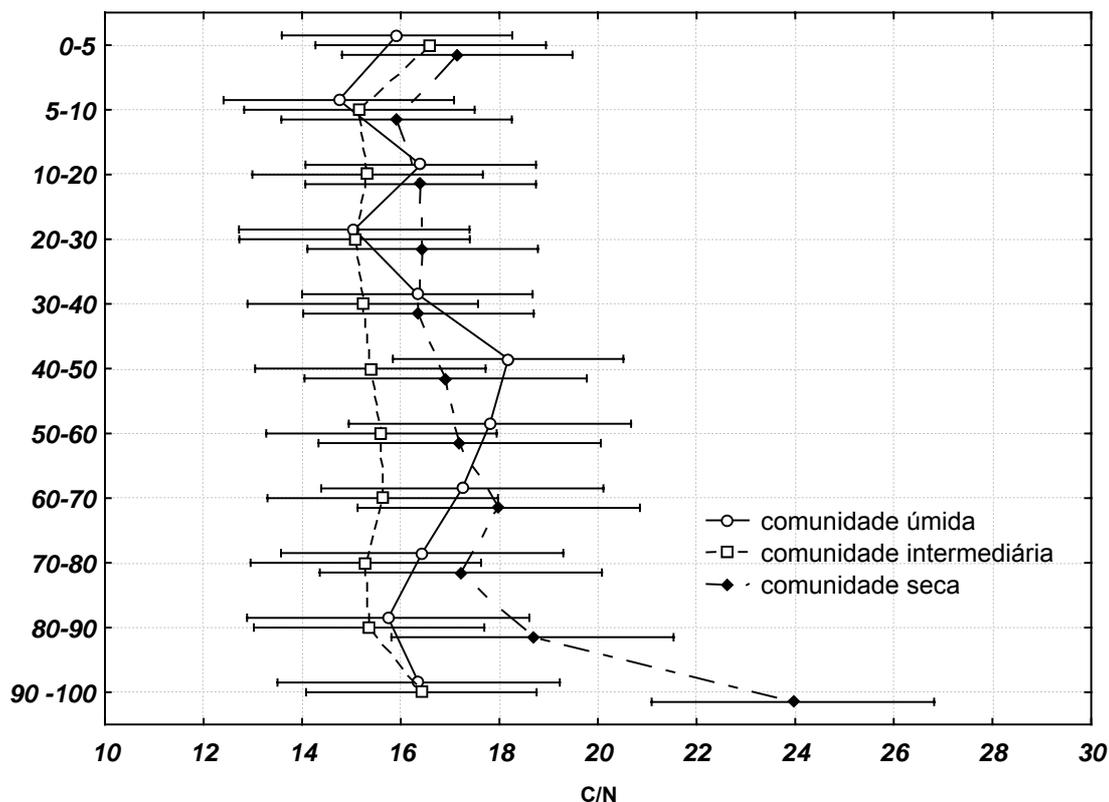


Figura 53. Razão C/N em função da profundidade dos solos (cm) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

A composição isotópica de ^{15}N na **serapilheira** segue um padrão semelhante ao das folhas, porém, com valores mais próximos de zero. Os maiores valores foram apresentados por *T. amazonica* ($\delta^{15}\text{N} = 0,6\text{‰}$; ep= 0,3), da comunidade intermediária (Figura 52b).

Quando as composições isotópicas da serapilheira de espécies leguminosas ($\delta^{15}\text{N} = 0,004\text{‰}$; ep= 0,06; n=2) e não leguminosas ($\delta^{15}\text{N} = -0,48\text{‰}$; ep= 0,32; n=4) da comunidade intermediária foram comparadas, verificou-se que não houve diferença significativa entre esses dois grupos (ANCOVA, F= 0,005; p= 0,94), no entanto, quanto a mesma comparação é feita entre a serapilheira das espécies leguminosas ($\delta^{15}\text{N} = -0,64\text{‰}$; ep= 0,25; n= 2) e da espécie não leguminosa ($\delta^{15}\text{N} = -2,49\text{‰}$ e ep= 0,08; n=1) comum às três comunidades a diferença foi significativa (ANCOVA, F= 76,51; p= 0,0).

Os maiores valores da razão C/N das **folhas verdes** foram verificados em *E. pubescens* (51,61; ep= 0,87), *L. ternata* (39,35; ep= 9,35), ambas da comunidade seca e *E. nitens* (46,69; ep= 2,5) da comunidade úmida. Os menores valores foram apresentados por *I. alba* (14,95; ep= 0,54) da comunidade intermediária (Figura 54). A razão C/N da serapilheira apresenta padrão semelhante e valores maiores que o das folhas verdes (Figura 54).

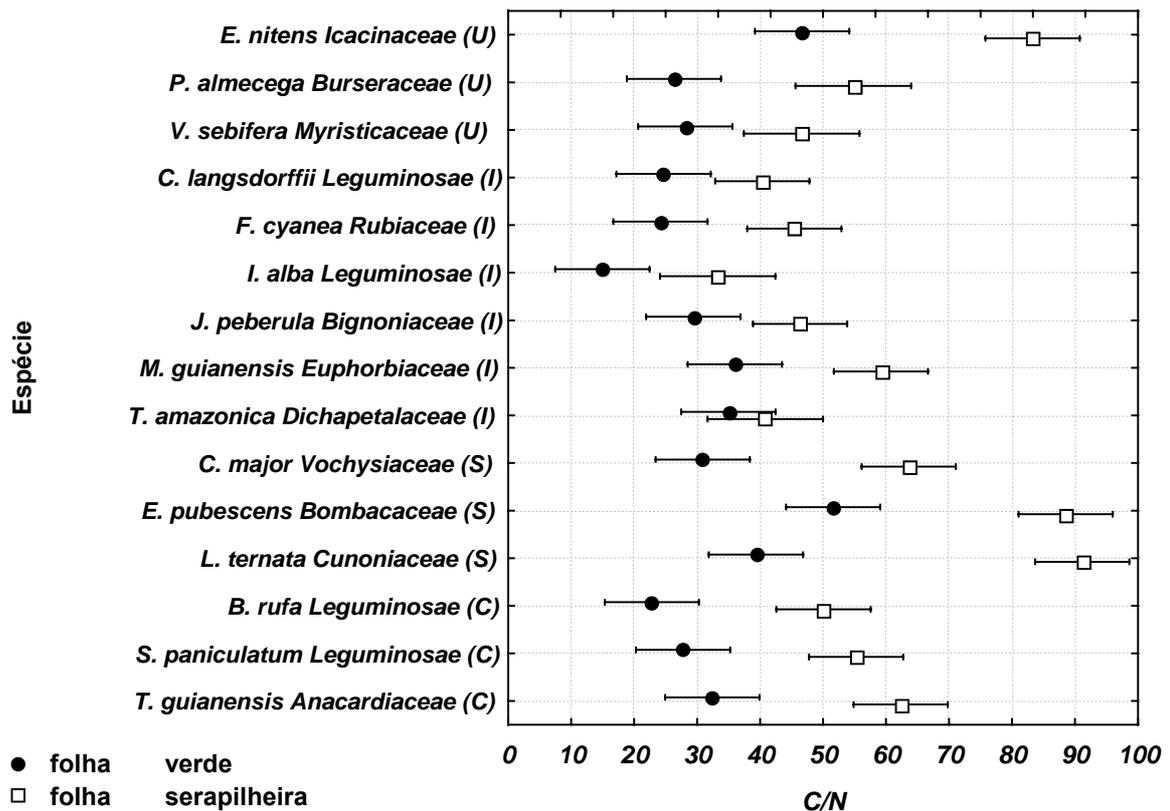


Figura 54. Razão C/N em folhas de 15 espécies vegetais lenhosas da comunidade úmida (U), intermediária (I), seca (S) e comum às três comunidades (C). Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. (n=3, as barras indicam intervalos de confiança de 95%).

Houve correlação positiva ($r= 0,37$) e significativa ($p= 0,01$), entre $\delta^{15}\text{N}$ e porcentagem de N de folhas verdes (Figura 55), evidenciando que espécies com concentrações maiores de N tem valores maiores de $\delta^{15}\text{N}$. Espécies da comunidade úmida apresentaram valores maiores de $\delta^{15}\text{N}$ e de N em relação às espécies da comunidade seca, indicando que onde os solos possuem maior concentração de N,

as folhas das plantas são mais enriquecidas em ^{15}N (Figura 51). Na Floresta Amazônica, Martinelli *et al.* (1999) também encontraram correlação positiva entre $\delta^{15}\text{N}$ e concentração de N.

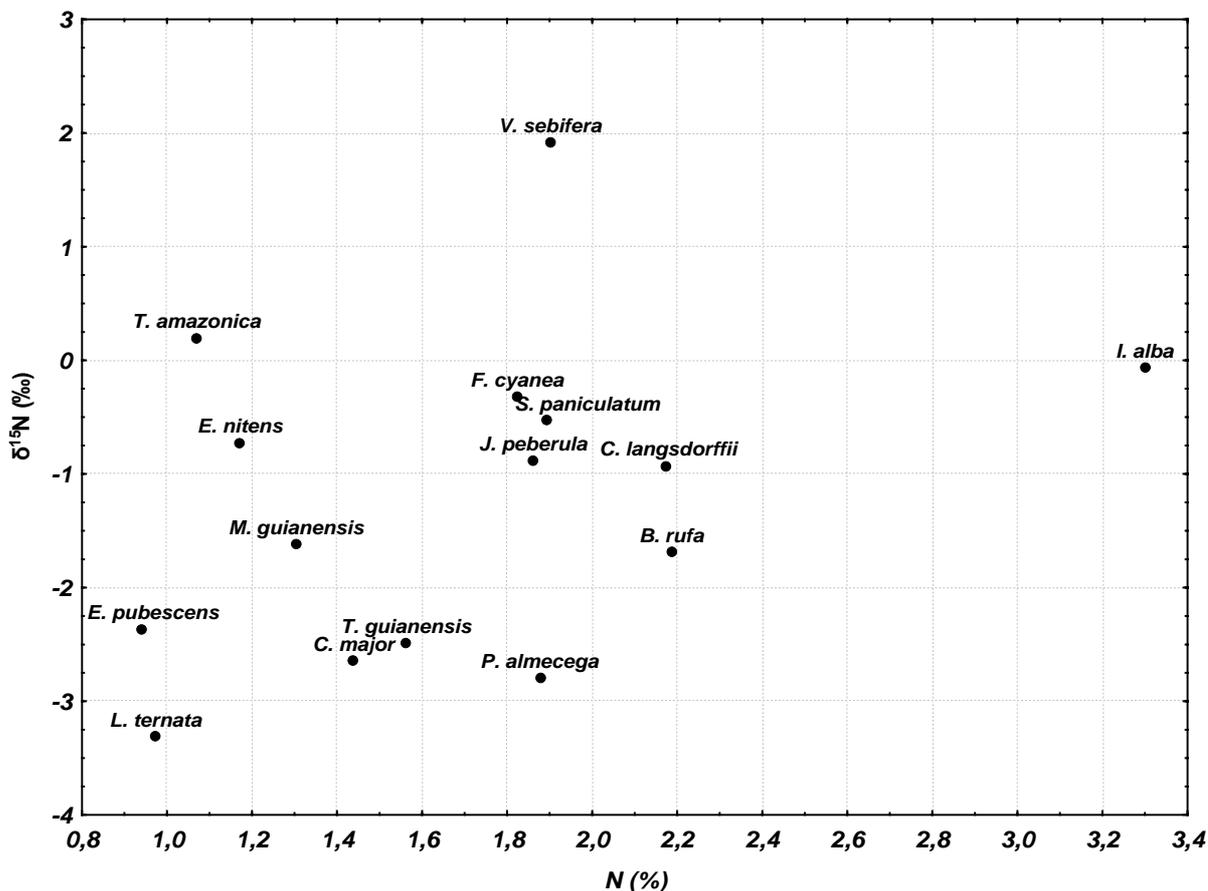


Figura 55. Composição isotópica de nitrogênio (‰) e nitrogênio total (%) em folhas de quinze espécies arbóreas de Mata de Galeria no Distrito Federal.

Nas folhas verdes e na serapilheira, onde o estoque de N orgânico é 10-100 vezes maior que o de N inorgânico, o baixo fracionamento líquido no estoque total de N no solo reflete a dominância de muita matéria orgânica (Martinelli *et al.*, 1999).

Conseqüentemente, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentam tendência de aumento na seqüência **folhas < serapilheira < superfície do solo < camadas mais profundas do solo**. Esse padrão de enriquecimento em $\delta^{15}\text{N}$ é comum à maioria dos trabalhos (ex. Picollo *et al.*, 1994; Neill *et al.*, 1999; Martinelli *et al.*, 1999).

Embora as concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ geralmente aumentam com a profundidade do solo, as concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ podem reduzir novamente nos horizontes subsuperficiais que foram expostos à erosão (Nadelhoffer & Fry, 1994). Por outro lado, entradas de N por espécies fixadoras de N_2 , assim como outras fontes como deposição atmosférica e aplicação de fertilizantes poderiam modificar as concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ do solo para valores próximos ao do N_2 atmosférico (Choi *et al.*, 2003).

Apesar dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ no solo serem muito maiores que o $\delta^{15}\text{N}$ do N_2 atmosférico, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ foliar da maioria das espécies foram menores que 0‰ (Figura 52b). Como o fracionamento e a discriminação isotópica pode ocorrer durante a absorção, assimilação e transporte de N, a depleção de $\delta^{15}\text{N}$ verificado nas folhas das espécies pode ser atribuído à absorção de N disponível no solo isotopicamente reduzido, resultante da decomposição da matéria orgânica do solo, reduzida em $\delta^{15}\text{N}$ (Nadelhoffer & Fry, 1994).

Uma propriedade importante de grande parte das espécies leguminosas é a habilidade de formarem associações simbióticas com bactérias fixadoras de N_2 dos gêneros *Rhizobium* e *Bradyrhizobium*. Portanto, é esperado que leguminosas sejam reduzidas em ^{15}N , e apresentem valor teórico de $\delta^{15}\text{N}$ em torno de 0‰. As espécies *C. langsdorffii*, *I. alba* e *S. paniculatum*, provavelmente, são plantas fixadoras de N_2 , e *B. rufa*, além de fixadora de N_2 , parece ser também assimiladora de N inorgânico do solo.

As variações encontradas entre as espécies, quanto à abundância natural de $\delta^{15}\text{N}$ de tecidos vegetais também podem ser atribuídas a vários outros fatores além da fixação de N_2 , incluindo (1) transformações de N (ciclagem por mineralização/imobilização microbiana), (2) a profundidade do solo do qual o N é assimilado, (3) a forma de N do solo utilizada ($\text{N}_{\text{orgânico}}$, NH_4^+ , NO_3^-), e/ou influências de simbiose micorrízica (Högberg, 1997; Gebauer & Ehleringer, 2000). Por causa da complexidade nos mecanismos de N e interações entre esses fatores, freqüentemente é difícil ligar as variações observadas nos valores de abundância natural de ^{15}N a mecanismos específicos.

O método da abundância natural de ^{15}N pode ser uma ferramenta valiosa para avaliar a atividade de fixação de N_2 por espécies leguminosas. Entretanto, estudos adicionais são necessários para determinar as taxas de fixação de N_2 em Matas de Galeria.

4. CONCLUSÕES

- Os valores de composição isotópica de C ($\delta^{13}\text{C}$) maiores nos solos na comunidade seca em relação à comunidade úmida, podem estar relacionados ao aporte de matéria orgânica com valores mais altos de $\delta^{13}\text{C}$. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ maiores nas folhas verdes de espécies da comunidade seca em relação à espécies da comunidade úmida parecem estar associados à redução na disponibilidade de água no solo.
- Espécies lenhosas da comunidade úmida apresentaram valores maiores de composição isotópica de N ($\delta^{15}\text{N}$) e de concentração de N em relação às espécies da comunidade seca, indicando que onde os solos possuem maior concentração de N, as folhas das plantas são mais enriquecidas em ^{15}N . Ao contrário, onde o N é menos disponível no solo e nas plantas, aumenta a importância de outros mecanismos de obtenção e conservação de N.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A.; FERNANDES, S.A.P. 1999. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronossequência de floresta tropical - pastagem de Paragominas. **Sciencia Agrícola** **56**(4):777-783.
- BUCHMANN, N.; KAPLAN, J.O. 2001. Carbon isotope discrimination of terrestrial ecosystems – how well do observed and modeled result match? In: SCHULZE, E.D., HEIMANN, M.; HARRISON, S.; HOLLAND, E.; LLOYD, J.; PRENTICE, I.C.; SCHIMMEL, D. (Eds.) **Global biogeochemical cycles in the climate system**. San Diego, Academic Press. p.253-266.
- CHOI, W. J.; RO, H.M.; HOBBI, E.A. 2003. Patterns of natural ^{15}N in soils and plants from chemically and organically fertilized uplands. **Soil Biology and Biochemistry** **35**(11):1493-1500.
- FARQUHAR, G.D.; BALL, M.C.; VON CAEMMERER, S.; ROKSANDIC, Z. 1982. Effect of salinity and humidity on $\delta^{13}\text{C}$ values of halophytes-evidence for diffusional isotope fractionation determined by the ratios of intercellular/atmospheric CO_2 under different environmental conditions. **Oecologia** **52**:121-137.
- GEBAUER, R.L.E.; EHLERINGER, J.R. 2000. Water and nitrogen uptake patterns following moisture pulses in a cold desert community. **Ecology** **81**(5), p.1414-1424.
- HENDRICKS, J.J.; BORING, L.R. 1999. N_2 -fixation by native herbaceous legumes in burned pine ecosystems of the southeast United States. **Forest Ecology and Management** **113**: 167-177.
- HÖGBERG, P. 1997. ^{15}N abundance natural in soil-plant systems. **New phytologist** **137**:179-203.
- JACKSON, P.C.; MEINZER, F.C.; GOLDSTEIN, G.; HOLBROOK, N.M.; CAVELIER, J.; RADA, F. 1993. Environmental and physiological influence on carbon isotope composition of gap and understory plants in a lowland tropical forest. In: EHLERINGER, J.R.; HALL, A.E.; FARQUHAR, G.D. (Eds.) **Stable isotopes and plant carbon-water relations**. San Diego, Academic Press. p.131-139.
- MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E.; McDOWELL, W.; ROBERTSON, G.P.; SANTOS, O.C.; TRESEDER, K. 1999. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry** **46**:45-65.
- MEINZER, F.C.; GOLSDTEIN, G.; GRANTZ, D.A. 1993. Carbon isotope discrimination and gas exchange in coffee during adjustment to different soil moisture regimes. In: EHLERINGER, J.R.; HALL, A.E.; FARQUHAR, G.D. (Eds.) **Stable isotopes and plant carbon-water relations**. San Diego, Academic Press. p.327-345.
- MEINZER, F.C.; RUNDEL, P.W.; GOLDSTEIN, G.; SHARIFI, M.R. 1992. Carbon isotope composition in relation to leaf gas exchange and environmental conditions in Hawaiian *Metrosideros polymorpha* populations. **Oecologia** **91**: 305-311.
- MORAES, J.F.L; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. 1996. Soil properties under Amazon Forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma** **70**(1): 63-81.

- NADELHOFFER, K.J.; FRY, B. 1994. Nitrogen isotope studies in forest ecosystems. In: LATHJA, K.; MICHENER, R. (Eds.) **Stable isotopes in ecology and environmental science**. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p.22-44.
- NEILL, C.; FRY, B.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C. 1996. Forest and pasture-derived carbon contributions to carbon stocks and microbial respiration of tropical pasture soils. **Oecologia** **107**: 113-119.
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C. 1999. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ^{15}N pool dilution. **Soil Biology and Biochemistry** **31**:567–572.
- PETERSON, B.J.; FRY, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Reviews Ecology Systems** **18**:293-320.
- PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. 1994. Natural abundance of ^{15}N in soils along forest-to-pasture chronosequences in the western Brazilian Amazon. **Oecologia** **99**(1-2):112-117.
- POWERS, J.S.; SCHLESINGER, W.H. 2002. Geographic and vertical patterns of stable carbon isotopes in tropical rain forest soils of Costa Rica. **Geoderma** **109**:141-160.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORS, T E.J.; PEREIRA, J.A.A. 2000. Effects of fire on soil organic matter in a 'cerrado sensu-stricto' from Southeast Brazil as revealed by changes in $\delta^{13}\text{C}$. **Geoderma** **95**:141–160.
- STATSOFT, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- VIVALDI, L.J. 1999. **Análise de experimentos com dados repetidos ao longo do tempo ou espaço**. Planaltina, Embrapa Cerrados. Série Documentos, 8. 52p.

CAPÍTULO 5

SÍNTESE

SÍNTESE

Modelos de funcionamento do ecossistema Mata de Galeria

Os resultados do presente trabalho, obtidos para a Mata de Galeria do Córrego Pitoco, indicam que as comunidades distintas floristicamente, dentro de uma mesma Mata de Galeria, identificadas nos trabalhos de Silva Júnior (1995, 2001) também são distintas do ponto de vista dos processos de ciclagem biogeoquímica. As comunidades florísticas são determinadas pelo gradiente de umidade na topografia que está relacionado à altura do lençol freático e declividade do terreno. Os processos de ciclagem biogeoquímica também são determinados por esse gradiente topográfico. Uma síntese dos dados obtidos para os fluxos e estoques dos principais nutrientes é apresentada nas Figuras 57 a 63.

Na comunidade úmida, onde a umidade do solo é maior, a produção anual de serapilheira é menor e a taxa de decomposição é maior que na comunidade seca. Em função da maior taxa de decomposição da serapilheira o estoque da serapilheira e o tempo de residência da serapilheira no solo também são menores; e a despeito da maior umidade do solo há maior retranslocação de N e S e maior eficiência do uso de K, Ca, Mg e S pelas plantas. Em contraste, onde há uma restrição hídrica na estação seca a concentração de Ca, Mg e K nas folhas e na serapilheira é maior, ocorre imobilização de N e S durante a decomposição da serapilheira e é maior a eficiência do uso de N e P pelas plantas.

O gradiente de umidade que ocorre em consequência do gradiente topográfico também influencia a atividade biológica do solo, representada pelas medidas de mineralização de N e C da biomassa microbiana. Estes parâmetros estão diretamente relacionados às variações de umidade do solo, isto é, são maiores na comunidade úmida.

Os valores de composição isotópica de C ($\delta^{13}\text{C}$) maiores nos solos na comunidade seca em relação à comunidade úmida pode estar relacionada ao aporte de matéria orgânica com valores mais altos de $\delta^{13}\text{C}$. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ maiores nas folhas verdes de espécies da comunidade seca em relação à espécies da comunidade úmida evidenciam maior restrição hídrica na comunidade seca.

Espécies lenhosas da comunidade úmida apresentaram valores maiores de composição isotópica de N ($\delta^{15}\text{N}$) e de N em relação às espécies da comunidade seca, indicando enriquecimento em ^{15}N na comunidade úmida. Na comunidade seca, ao contrário, aumenta a importância de outros mecanismos de obtenção e conservação de N. Diferenças na $\delta^{15}\text{N}$ em folhas e solos nas três comunidades evidenciam diferenças na ciclagem de N.

Vários estudos associaram a importância das Matas de Galeria à regulação dos processos de troca de nutrientes entre os sistemas terrestre e aquático. O diferencial do presente estudo é que ele mostra como os principais nutrientes são ciclados numa Mata de Galeria, e constata que o ecossistema protegido apresenta ciclagem de nutrientes com reduzidas transferências para o sistema aquático. Na verdade, a Mata de Galeria impede o escoamento superficial associado com eventos de chuva. As baixas concentrações de nutrientes no córrego, são resultados de reduzidas perdas de nutrientes no escoamento superficial e erosão, comparados com as taxas de ciclagem através da serapilheira.

Legislação e conservação de Matas de Galeria

Os dados obtidos reapresentam informações relevantes para a discussão da problemática apresentada na introdução geral, da redução da cobertura vegetal de Matas de Galeria e da destruição de nascentes.

Áreas de Preservação Permanente (APP) são áreas em que, mesmo em propriedades particulares, em razão de sua fragilidade não é permitido o desmatamento. Além da fauna e flora, elas visam a proteção do solo e da água. O Código Florestal Brasileiro, Lei no. 4.771 de 15.9.1965, modificada pela Lei no. 7.803 de 18.7.1989 e pela Medida Provisória no. 2.166-67 de 24.8.2001(www.planalto.gov.br/legislação) em seu artigo 2º apresenta uma lista de florestas e demais formas de vegetação natural que considera APP. Entre elas, as florestas situadas ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura (caso dos córregos associados aos ecossistemas Matas de Galeria do bioma Cerrado) e nas nascentes, ainda que

intermitentes e nos chamados “olhos d’água”, qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura.

No bioma Cerrado, as bacias hidrográficas são constituídas por poucos rios de grande porte e dezenas de córregos estreitos, ao longo dos quais, em função da topografia e da altura do lençol freático, as Matas de Galeria podem ocorrer em diferentes tipos de solos, apresentar variações nas comunidades florísticas e conseqüentemente, padrões diferentes de ciclagem de nutrientes.

A topografia e sua influência na altura do lençol freático são determinantes na largura das Matas de Galeria. De acordo com Silva Júnior (2001) a comunidade úmida pode chegar aos 80m de distância das margens do córrego Monjolo (RECOR – IBGE), em seu trecho inicial mais plano, enquanto que a comunidade seca ocorre às margens do córrego Taquara (RECOR-IBGE), devido ao seu leito profundamente encaixado. Isso indica que os 30 metros protegidos por Lei, aplicáveis no caso das matas aqui consideradas, de acordo com o autor, não são suficientes para a proteção de toda a complexidade florística e estrutural, encontradas nessas matas. Em algumas situações, dependendo da topografia da área, mesmo a comunidade úmida, geralmente mais próxima às margens dos córregos, seria apenas parcialmente protegida.

Freqüentemente, o desmatamento na pequena propriedade, não considera a legislação que prevê a proteção das Matas de Galeria. Isso ocorre, possivelmente, por falta de informação e por estar baseada na agricultura de corte e queima. Mesmo os proprietários de terras que cumprem a legislação, conservando a faixa marginal de 30 metros de largura, a faixa de mata excedente representada pelos ambientes mais secos da mata, o que chamamos de comunidade intermediária e seca, que estão além dos 30 metros protegidos por Lei, provavelmente, estarão em risco de abate. Portanto, a Lei que prevê a proteção de faixas de vegetação de até 30 metros para os córregos pequenos não é efetiva para a proteção da biodiversidade e dos processos biogeoquímicos que ali ocorrem, dirimindo as funções de filtro de substâncias químicas e de nutrientes, comprometendo assim a qualidade de água dos córregos adjacentes.

O presente estudo mostrou que as concentrações de nutrientes na água do córrego são muito baixas porque a Mata de Galeria atua como uma barreira contra a saída de nutrientes do sistema, contribuindo para a manutenção da qualidade de água nos cursos d'água. Paradoxalmente, a retirada de Matas de Galeria comprometeria a proteção da biodiversidade, do volume e qualidade de água, necessários para o bem estar social da população.

Considerando que ecossistemas de Matas de Galeria representam apenas 5% da área total do bioma Cerrado, mas apresentam 32% da sua biodiversidade, a proteção de 100% dessas matas pela legislação seria uma atitude estratégica e positiva da sociedade brasileira, mostrando-se comprometida para com a conservação e melhoria da qualidade de vida. Além disso, a proteção integral das Matas de Galeria não representaria um ônus à manutenção de agroecossistemas, ao contrário, ofereceria potencial de sustentação a eles, que são benefícios indiretos, como conservação da água e do solo, redução do escoamento superficial, controle de pragas e doenças (devido à proximidade de florestas nativas), contribuindo para a sustentabilidade do modelo agropecuário. Dessa maneira, a proteção de Matas de Galeria do bioma Cerrado pode fazer parte de um sistema de produção agrícola ou pecuária que sirva ao desenvolvimento econômico, social e ambiental da região.

Ciclagem de C

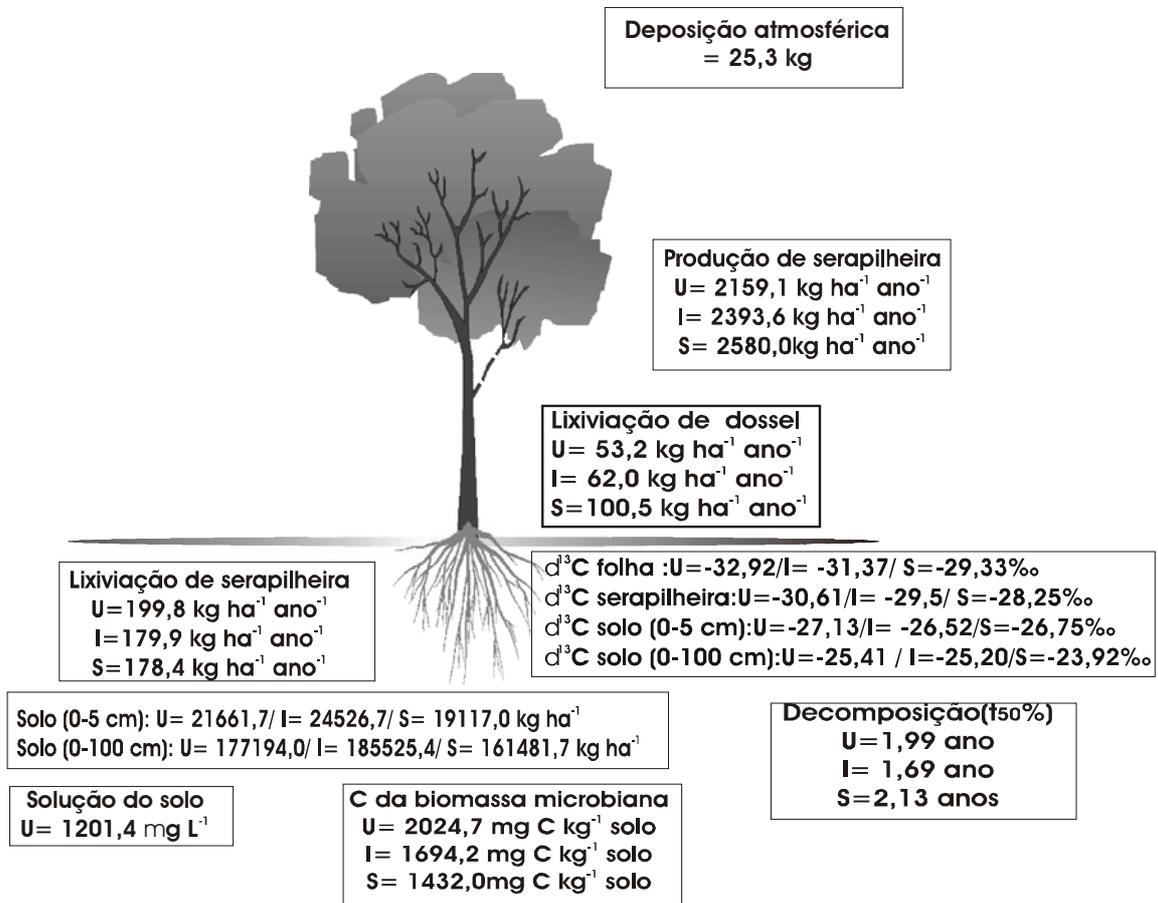


Figura 56. Esquema da ciclagem de **carbono** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Ciclagem de N

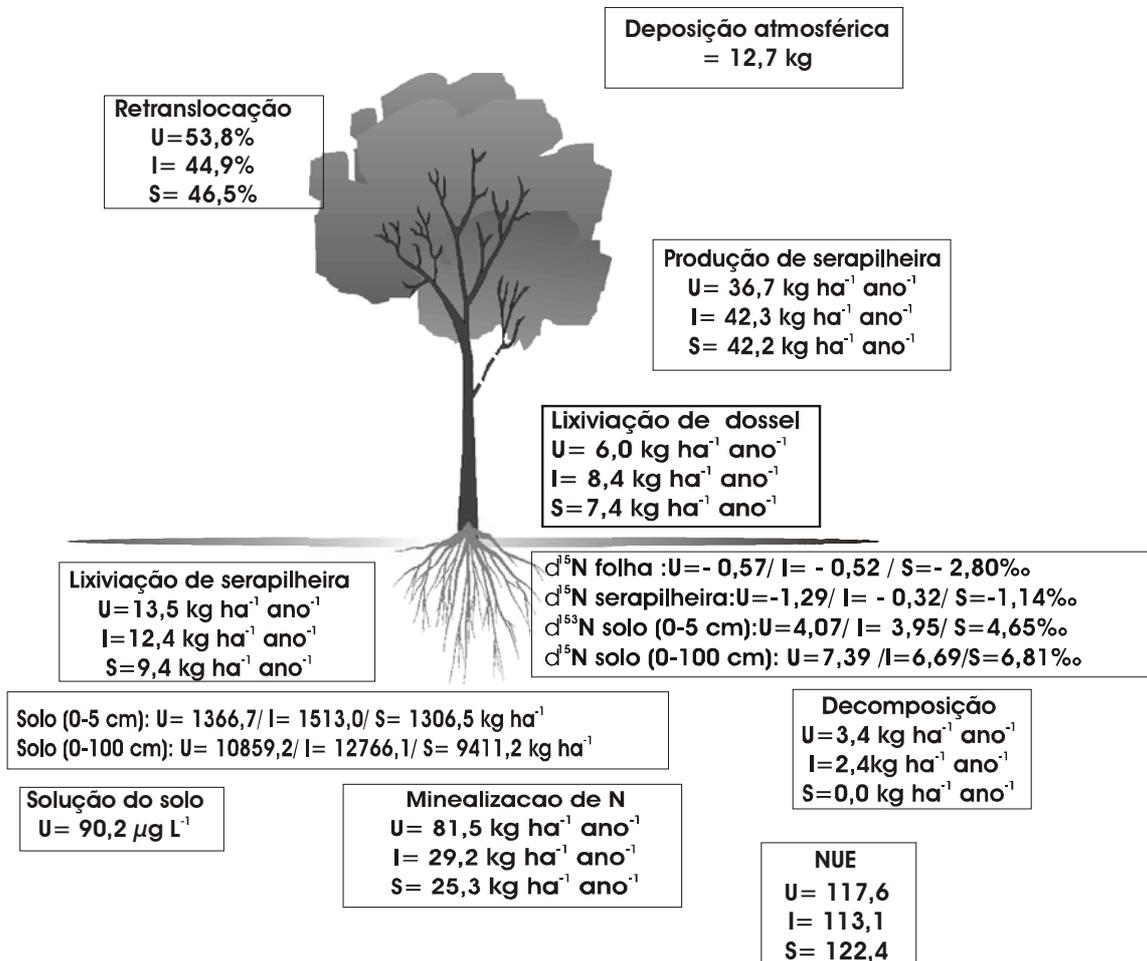


Figura 57. Esquema da ciclagem de **nitrogênio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Ciclagem de P

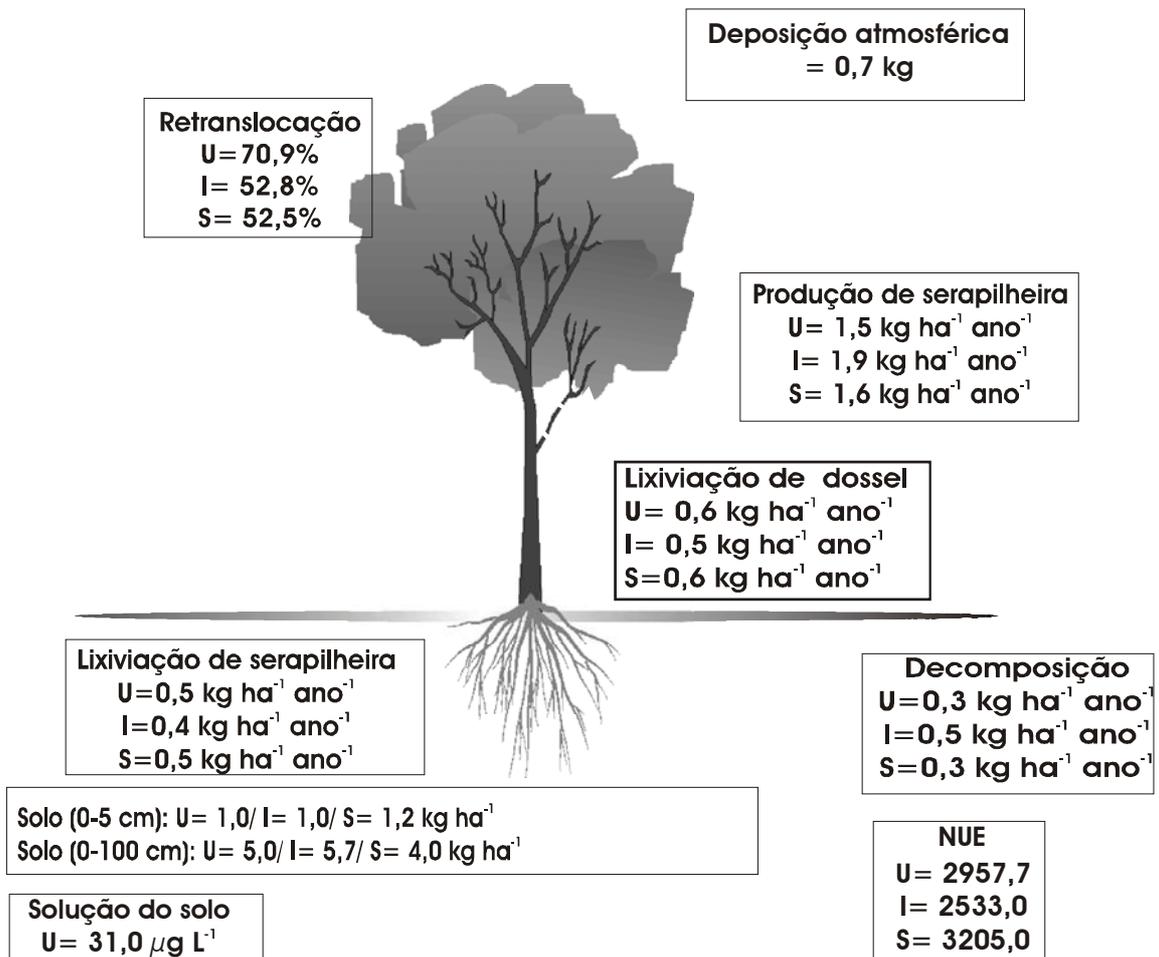


Figura 58. Esquema da ciclagem de **fósforo** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Ciclagem de K

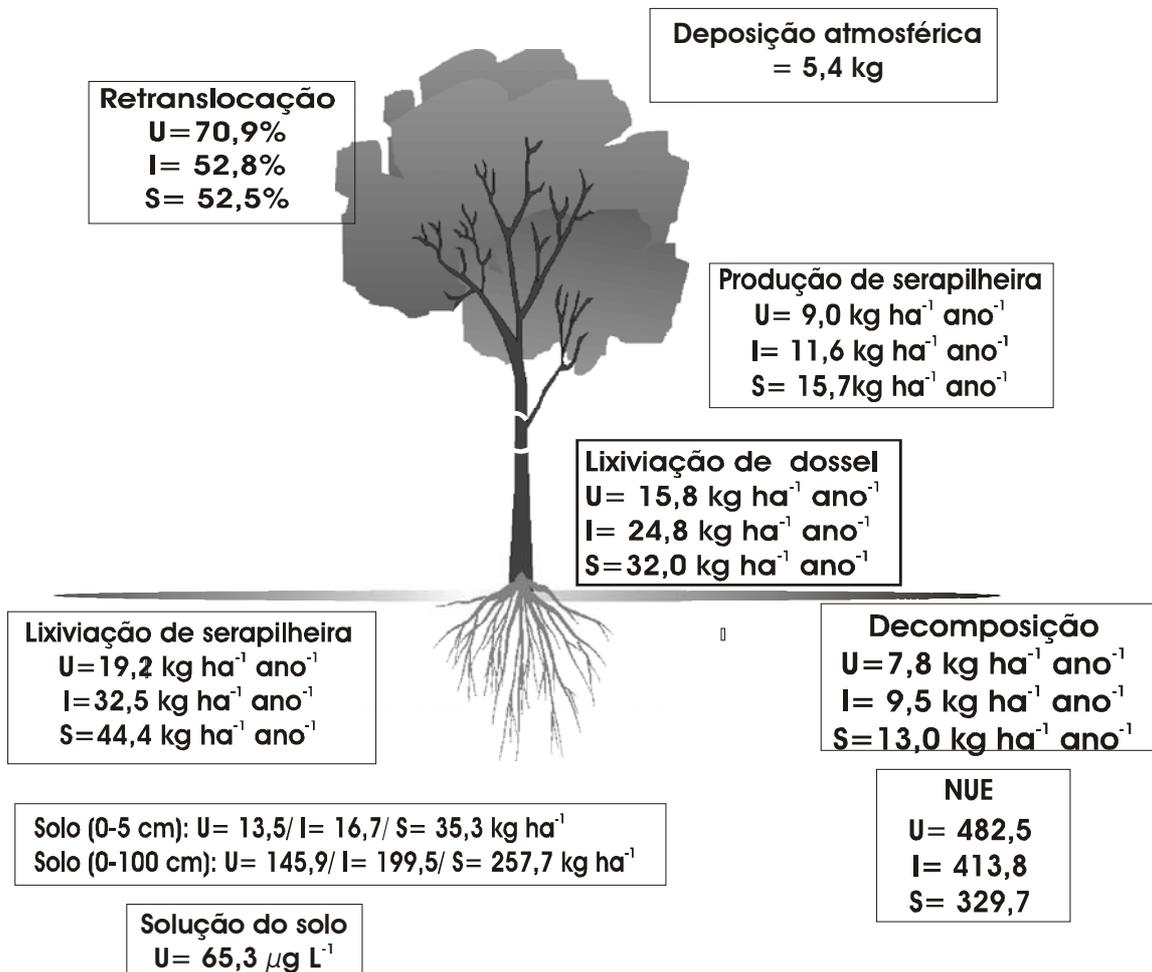


Figura 59. Esquema da ciclagem de **potássio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Ciclagem de Ca

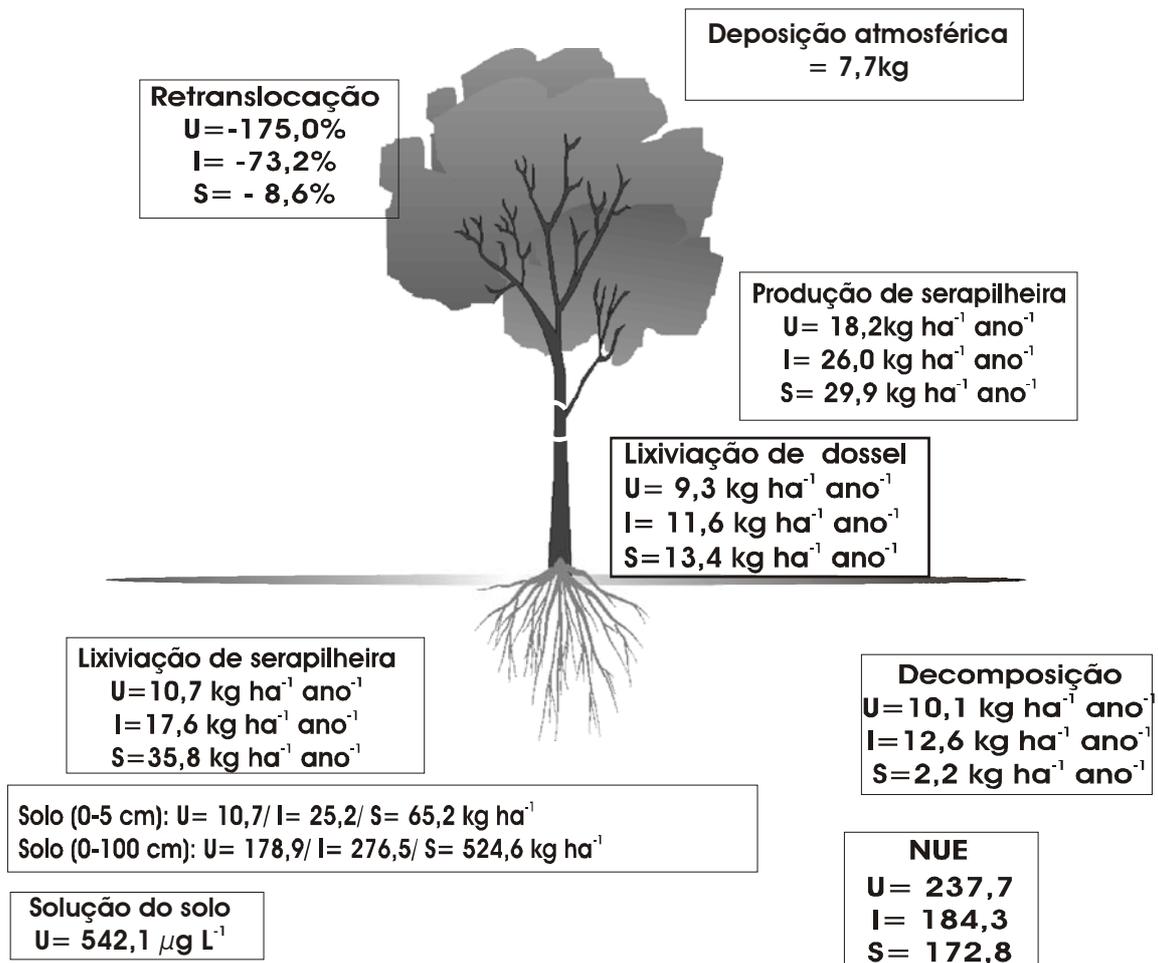


Figura 60. Esquema da ciclagem de **cálcio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Ciclagem de Mg

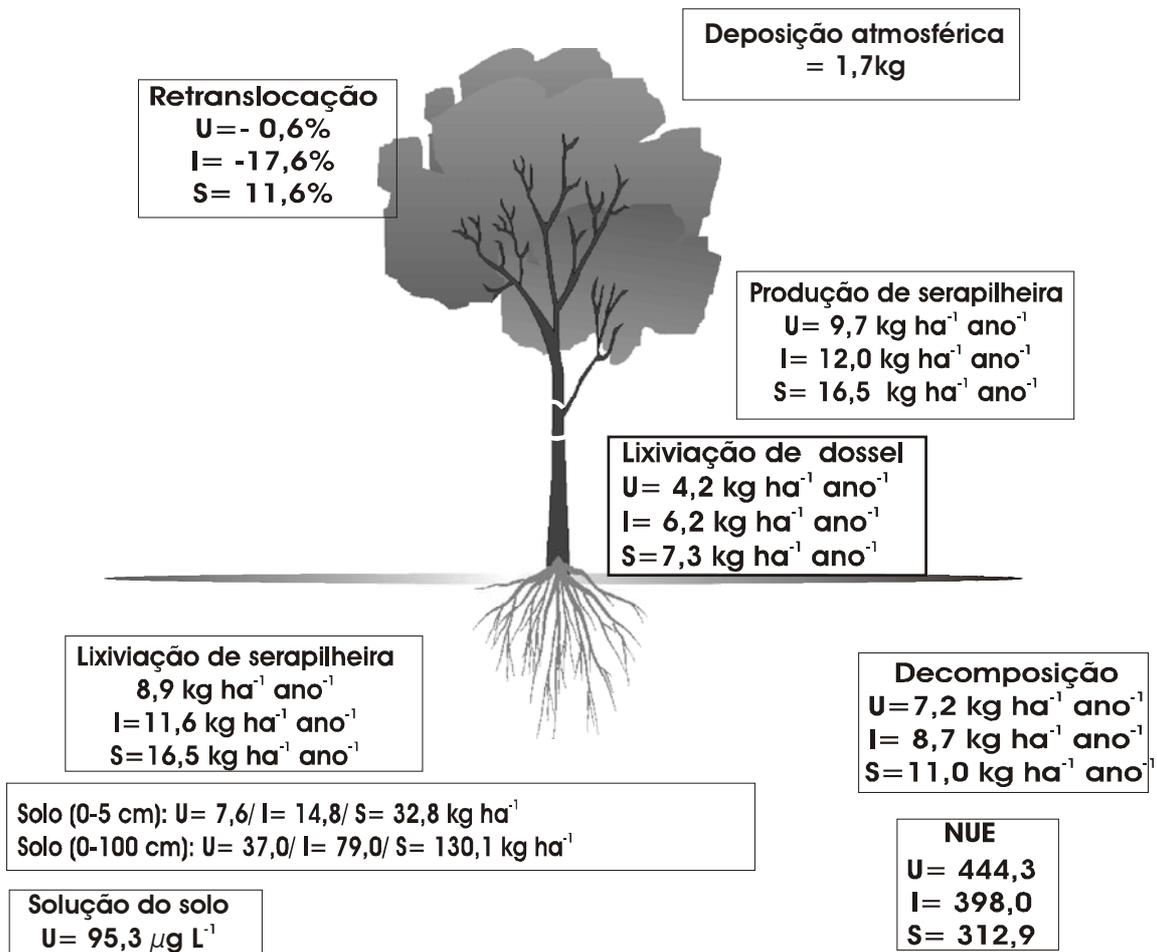


Figura 61. Esquema da ciclagem de **magnésio** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

Ciclagem de S

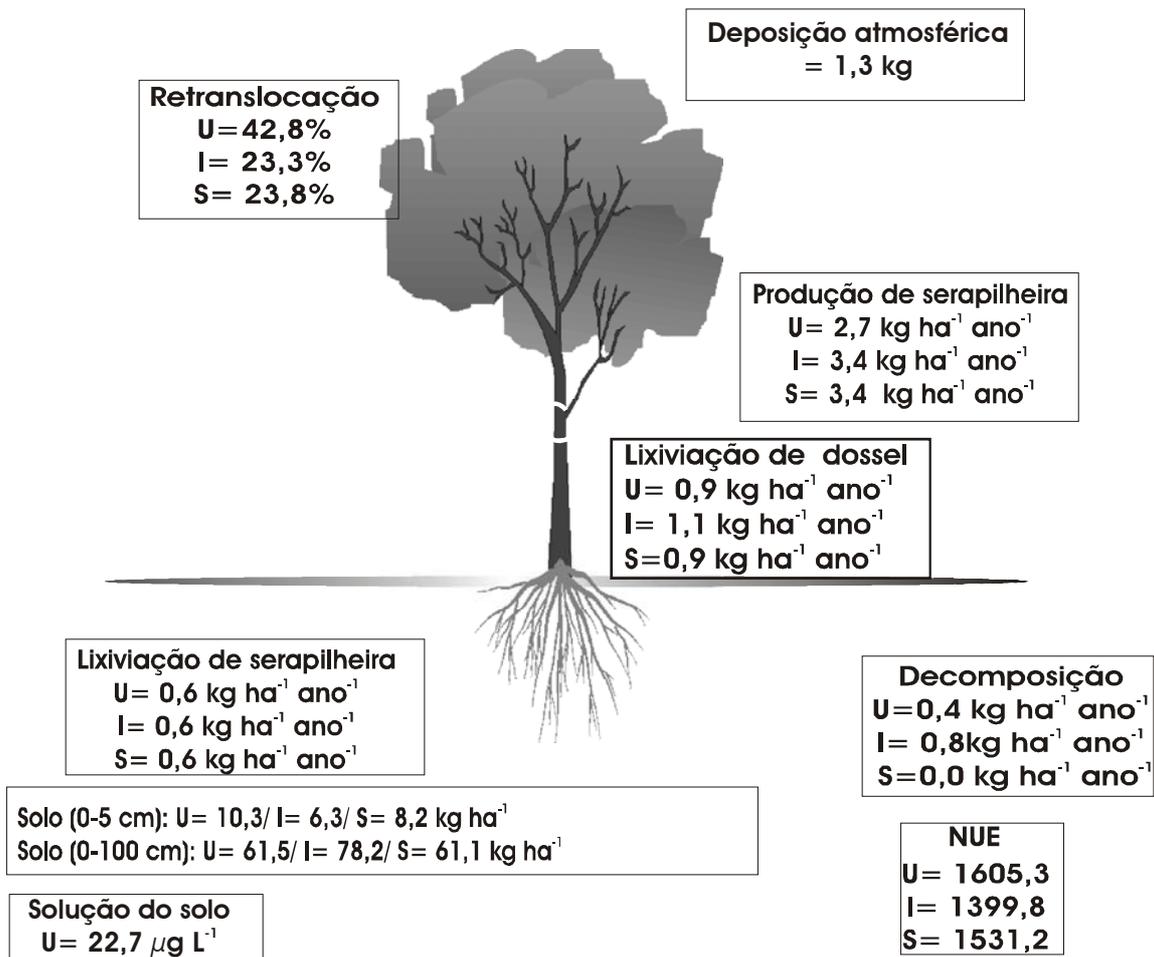


Figura 62. Esquema da ciclagem de **enxofre** nas comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE.

APÊNDICE 1

CONVERSÕES DE RESULTADOS DE ANÁLISES QUÍMICAS DE NUTRIENTES NO SOLO PARA ESTOQUES

Cálculo da quantidade de solo (massa) em volume:

= densidade aparente * massa de solo por volume

ex. 1 m² de solo na camada 0-5 cm de profundidade = 100 cm * 100 cm * 5 cm = 50.000 cm³ e densidade aparente na camada 0-5 cm = 0,7 g cm⁻³
= 0,7*50.000 = 35.000g m⁻² = 35 kg m⁻² de solo

Estoques de P, K e S:

ex. P = 3,1 mg L⁻¹

3,1 mg P em 1 litro = 3,1 mg P kg⁻¹

= 3,1 mg P kg⁻¹ * 35 kg m⁻² = 108,5 mg de P.m⁻²

= (108,5*10⁻⁶)/10⁻⁴ (considerando que 1 mg = 10⁻⁶ kg e 1 m² = 10⁻⁴ ha)

= 1,08 kg P ha⁻¹

Estoques de N e C:

1% = 10000 ppm → 1 ppm = 1 mg kg⁻¹

ex. 0,4% N = 4000 ppm N = 4000 mg N kg⁻¹ solo

= 4000 mg N kg⁻¹ * 35 kg m⁻² = 140.000 mg N m⁻²

= (140.000 * 10⁻⁶)/10⁻⁴ (considerando que 1 mg = 10⁻⁶ kg e 1 m² = 10⁻⁴ ha)

= 1.400 kg N ha⁻¹

Estoques de Ca, Mg e Al:

O cálculo deve considerar a massa equivalente (ME= massa atômica/valência):

1 ME Ca⁺⁺ = 40,01 g / 2 = 20,08 g 1 mEq Ca⁺⁺ = 20,08 mg

1 ME Mg⁺⁺ = 24,31 g / 2 = 12,15 g 1 mEq Mg⁺⁺ = 12,15 mg

1 ME Al⁺⁺⁺ = 26,98 g / 3 = 8,99 g 1 mEq Al⁺⁺⁺ = 8,99 mg

ex. Ca⁺⁺ = 0,97 mEq/100 cm⁻³

0,97 mEq * 20,08 mg = 19,48 mg Ca⁺⁺ 100 cm⁻³

Conversão de medida de volume (cm⁻³) em medida de massa (g):

Considerando que a densidade padrão do solo é 1g cm⁻³

1 g de solo em 1 cm⁻³

100 g de solo em 100 cm⁻³, então,

19,48 mg Ca⁺⁺ 100 cm⁻³ = 19,48 mg Ca⁺⁺ em 100 g de solo

194,8 mg Ca⁺⁺ em 1000 g de solo = 194,8 mg Ca⁺⁺ kg⁻¹

Para converter em estoque:

194,8 mg Ca⁺⁺ kg⁻¹ * 35 kg m⁻² = 6.817,2 mg Ca⁺⁺.m⁻²

= (6.817,2 * 10⁻⁶)/10⁻⁴ (considerando que 1 mg = 10⁻⁶ kg e 1 m² = 10⁻⁴ ha)

= 68,18 kg Ca⁺⁺ ha⁻¹