

Universidade de Brasília
Departamento de Ecologia

A CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ÁREAS DE CERRADO E A
INFLUÊNCIA DE QUEIMADAS CONTROLADAS

Júlio Carlos França Resende

Brasília
2001

A CICLAGEM DE NUTRIENTES EM
ÁREAS DE CERRADO E A
INFLUÊNCIA DE QUEIMADAS
CONTROLADAS

JÚLIO CARLOS FRANÇA RESENDE

Brasília, 2001

A CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ÁREAS DE CERRADO E A INFLUÊNCIA DE QUEIMADAS CONTROLADAS

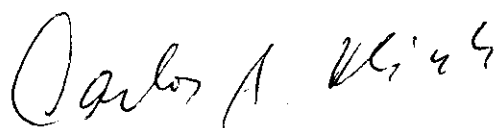
JÚLIO CARLOS FRANÇA RESENDE

Tese apresentada ao Departamento de
Ecologia da Universidade de Brasília como
requisito parcial para a obtenção do título de
Doutor em Ecologia

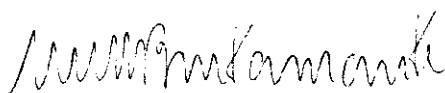
Brasília, 2001

Aprovada a tese de Júlio Carlos França Resende, junto ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília.

Brasília 24 de agosto de 2001



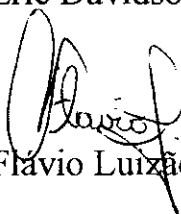
Carlos Augusto Klink
Orientador



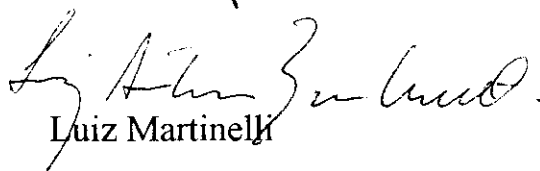
Mercedes Maria da Cunha Bustamante
Co-orientadora



Eric Davidson



Flavio Luizão



Luiz Martinelli

Dedico esta tese a minha filha
Marcela

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus orientadores Carlos Augusto Klink e Mercedes Bustamante pelo bom trabalho que realizamos juntos e pela amizade que compartilhamos durante este período. Aos orientadores “gringos” (com muito carinho) Daniel Markewitz e Eric Davidson, pela amizade e pela contribuição substancial para realização deste trabalho de tese.

Agradeço a banca pelos comentários e correções que em muito enriqueceram o trabalho. Michel Brossard, Flávio Luizão e Luis Martinelli o meu muito obrigado.

Agradeço aos meus pais, Júlio e Hortênsia, e aos meus irmãos Argos, Adônis, Ariadne, Juliana, Érice e Henrique pelo apoio dado durante minha vida toda.

Ao meu amigo Everton pelas noites mal dormidas bebendo cerveja e conversando sobre ciência e outras futilidades, além de sempre ter me ajudado quando precisei. A Adriana por quebrar uns “galhos” quando precisei e pela amizade que acabamos cultivando.

Agradeço ao companheiros de laboratório de laboratório Regina, Gabriela, Catarina, Xan, Ricardo, Lucas, Hanry, Zayra e Laurinha pela amizade e ajuda durante o trabalho de coleta e análise.

Agradeço ao pessoal do CPAC, pesquisadores e técnicos pelo uso dos laboratórios e apoio logístico durante a realização das análises da minha tese.

Agradeço aos técnicos da Ecologia Mardônio, Petrônio, Consolação e ao pessoal do IPAM pela ajuda na coleta e preparação das amostras.

A Flávia pelo apoio logístico de campo e pelas amostras de raízes.

Aos companheiros de orientação Inês, Roberto e Marcos pelas discussões e pela amizade conquistada.

A Fabiana que sempre quebrou meus galho na secretaria.

Aos meus amigos Fabian, Sandra e Paula, pela amizade conquistada ao longo destes anos.

A WWF e a SUNY por financiar meu treinamento.

A todos que na pressa de escrever esqueci de agradecer e que vão ficar magoados comigo, **muito obrigado por tudo.**

ÍNDICE

Agradecimentos.....	i
Índice.....	ii
Lista de tabelas.....	v
Lista de figuras.....	viii
Resumo.....	xi
Abstract.....	xii
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
CAPÍTULO 1.....	2
1. Introdução.....	3
2. Materiais e Métodos.....	6
2.1. Área de Estudo.....	6
2.2. Amostragem de soluções.....	7
2.2.1. Área sem queima.....	8
2.2.2. Área Quadrienal Modal.....	9
2.2.3. Coletas de deposição atmosférica (bulk precipitation).....	9
2.2.4. Período de amostragem e número de amostras analisadas.....	11
2.2.5. Análises químicas das soluções.....	14
2.2.6. Determinação dos fluxos.....	14
2.3. Amostragem e análises da biomassa.....	15
2.3.1. Experimento de decomposição.....	15
2.3.2. Coletas de serapilheira, material combustível, cinzas e raízes.....	16
2.3.3. Análises químicas das amostras da biomassa.....	17
2.3.4. Determinação dos estoques de nutrientes para biomassa.....	18
2.4 – Caracterização química do solo.....	18
2.5. Análises Estatísticas.....	19
3. Resultados.....	21
3.1. Concentrações e estoques de nutrientes na Biomassa.....	21
3.1.1. Serapilheira.....	21
3.1.2. Estoque de nutrientes na biomassa subterrânea.....	23
3.2. Concentrações e estoques do solo.....	23

3.3. Experimento de decomposição.....	27
3.4. Fluxos de nutrientes.....	31
3.4.1 Deposição atmosférica.....	31
3.4.2. Lixiviação de dossel.....	35
3.4.3. Lixiviação da serapilheira.....	37
3.4.4 Concentrações de nutrientes na solução do solo.....	42
3.4.5. Comparação entre deposição atmosférica, lixiviação de dossel e lixiviação de serapilheira.....	44
3.5. Modificações causadas pela queimada nos estoques e fluxos de nutrientes.....	48
3.5.1. Estoques.....	48
3.5.2 Modificações nos fluxos.....	50
4. Discussão.....	61
4.1. Estoques de nutrientes na biomassa e no solo.....	61
4.2. Decomposição de serapilheira.....	63
4.3. Os determinantes edáficos do cerrado.....	66
4.4. Fluxo de nutrientes via deposição atmosférica.....	70
4.5. Os fluxos e a ciclagem de nutrientes em áreas de cerrado.....	72
4.6. Comparação dos estoques e fluxos de Cerrado e Floresta Amazônica.....	74
4.7. Influência do fogo no ciclo de nutrientes do cerrado.....	77
5. Conclusões.....	82
6. Referências Bibliográficas.....	83
CAPÍTULO 2.....	88
1. Introdução.....	89
2 – Materiais e métodos.....	92
2.1. Análise sequencial de fósforo.....	92
2.2. Amostras de solo analisadas.....	94
2.3. Análises estatísticas.....	96
3. Resultados.....	97
3.1. Caracterização das frações de P em profundidade.....	97
3.2. Influência da sazonalidade nas frações de P.....	97

3.3. P microbiano.....	99
3.4. Influência das queimadas nas frações de P.....	101
4 – Discussão.....	106
4.1 Distribuição das frações de fósforo ao longo do perfil do solo.....	106
4.2. Fósforo microbiano.....	112
4.3. Efeito do fogo sobre as frações de fósforo.....	115
5. Conclusões.....	118
6. Referências Bibliográficas.....	120

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Datas de coleta de amostras de deposição atmosférica, lixiviado de dossel, lixiviado de serapilheira e solução do solo. Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999.....	10
Tabela 2. Número de coletas de precipitação ("bulk precipitation") na Reserva Ecológica do IBGE, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes.....	11
Tabela 3. Número de coletas de lixiviado de dossel ("throughfall") na Reserva Ecológica do IBGE, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes.....	12
Tabela 4. Número de coletas de lixiviado de serapilheira ("litter leachate") na Reserva Ecológica do IBGE, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes.....	12
Tabela 5. Número de coletas de solução do solo extraídas com lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade, com vácuo de 0,06 MPa, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Reserva Ecológica do IBGE.....	13
Tabela 6. Número de coletas de solução do solo extraídas com lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade, com vácuo de 0,06 MPa, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Reserva Ecológica do IBGE.....	13
Tabela 7. Número de coletas de solução do solo extraídas com lisímetros de tensão a 400 cm de profundidade, com vácuo de 0,06 MPa, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Reserva Ecológica do IBGE.....	14
Tabela 8. Número de amostras coletadas e analisadas para área sem queima e queima quadrienal, para cinzas, material combustível, serapilheira e raízes. Datas de coleta entre parênteses.....	18
Tabela 9. Concentração de nutrientes na serapilheira para área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE sem queima, em 08/99 para as diferentes frações de tamanho. Valores em g do nutriente por kg da serapilheira, desvio padrão entre parênteses. Letras diferentes indicam diferenças significativas a nível de 5 % (ANOVA seguida por Teste de Tukey).....	22
Tabela 10. Estimativas do estoque de nutrientes na serapilheira para área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE sem queima em 08/99 para as diferentes frações de tamanho. Valores em kg do nutriente por ha, desvio padrão entre parênteses.....	22
Tabela 11. Estoque de nutrientes na biomassa subterrânea (raízes) para área com exclusão de fogo, cerrado denso, Reserva Ecológica do IBGE para diferentes profundidades. Dados em kg/ha, desvio padrão entre parênteses.....	24
Tabela 12. Caracterização do solo para área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE. Dados para diferentes profundidades entre 0-500 cm. Amostras coletadas em 05/98. Análises feitas no laboratório da Universidade da Geórgia, P total são dados obtidos na Universidade de Brasília.....	25
Tabela 13. Estimativa dos estoques de nutrientes no solo para P, K ⁺ , Ca ²⁺ e Mg ²⁺ disponíveis (Mehlich I), N e P total e P orgânico até 100 cm, área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE para 05/98. Densidade aparente do solo 0-10 cm = 0,66 g/cm ³ , 10-20 cm = 0,68 g/cm ³ , 20-50 cm = 0,68 g/cm ³ , 50-100 = 0,74 g/cm ³	26

Tabela 14. Estimativa de fluxo de nutrientes a partir da serapilheira para área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE. Dados de estoque de serapilheira para o ano de 1999 para a fração >25 mm e decomposição para os anos de 1999 e 2000.....	30
Tabela 15. Concentração média de nutrientes em amostras de chuva para os coletores 1 e 2 na Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. As médias estão ponderadas pelo volume coletado.....	34
Tabela 16. Fluxos de nutrientes para deposição atmosférica calculados a partir da média ponderada da concentração de nutrientes. Coletores 1 e 2. Amostras coletadas na Reserva Ecológica do IBGE. A precipitação atmosférica em 1999 foi estimada em 1206,6 mm de chuva. Erro padrão entre parênteses.....	35
Tabela 17: Concentração média de nutrientes em coletas de lixiviação de dossel para área de cerrado denso "sem fogo" da Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. Média ponderada pelo volume coletado. Amostras coletadas em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, concentrações em µg/l, erro padrão entre parênteses.....	38
Tabela 18: Fluxos de nutrientes para lixiviação de dossel para área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Valores calculados a partir da média ponderada da concentração de nutrientes para o ano de 1999. Amostras coletadas em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, fluxos em kg/ha/ano, erro padrão entre parênteses.....	39
Tabela 19: Concentração média de nutrientes em coletas de lixiviação da serapilheira para o ano de 1999. Média ponderada pelo volume coletado. Amostras coletadas na Reserva Ecológica do IBGE em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, erro padrão entre parênteses, concentração em µg/l.....	41
Tabela 20: Fluxos de nutrientes para lixiviação de serapilheira para área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE. Valores calculados a partir da média ponderada da concentração de nutrientes para o ano de 1999. Amostras coletadas em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, fluxos em kg/ha/ano, erro padrão entre parênteses.....	42
Tabela 21. Estimativas do estoque de nutrientes na serapilheira na área quadrienal modal em 06/99 para as diferentes frações de tamanho. Reserva Ecológica do IBGE. Valores em kg/ha do nutriente.....	49
Tabela 22. Concentração média de nutrientes encontrados para material combustível e cinzas para área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE. Queima de 08/99. Concentração dos nutrientes em g/kg. Desvio padrão entre parênteses. Letras diferentes indicam diferenças significativas a nível de 5 % Teste de Kruskal-Wallis seguido por um teste de Tukey.....	49
Tabela 23. Estoques de nutrientes no material combustível, já descontados os valores de material combustível não queimado, e cinzas na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, queima ocorrida em agosto de 1999, dados em kg/ha, desvio padrão entre parênteses.....	50
Tabela 24 . Biomassa e estoques de nutrientes nos principais compartimentos do cerrado denso sobre Latossolo Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE. nd – não determinado.....	60
Tabela 25. Estimativa do tempo de residência em anos dos nutrientes na serapilheira durante o processo de decomposição do cerrado.	64
Tabela 26. Características de fertilidade para Latossolos determinados por diversos autores.....	67
Tabela 27. Fluxos e estoques de nutrientes para área de cerrado denso sem fogo sobre Latossolo Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE.....	72
Tabela 28 . Estimativas das perdas de nutrientes devido à queimada e o respectivo tempo de reposição via deposição atmosférica para as áreas de cerrado denso sem fogo e de queima quadrienal sobre Latossolo	

Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE.....	79
---	----

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Número de amostras de solo analisadas com extração sequencial de fósforo para área sem queima de cerrado denso da Estação Ecológica do IBGE.....	94
--	----

Tabela 2. Número de amostras de solo analisadas com extração sequencial de fósforo para área de queima quadrienal da Estação Ecológica do IBGE. Entre parênteses a data exata da coleta, estas datas são relativas a antes e depois da queima ocorrida na área em 1999.....	114
---	-----

Tabela 3. Concentração das frações de P em Latossolo Vermelho Escuro em área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE em diferentes profundidades. As amostras foram coletadas em 05/98 e os desvios-padrão foram representados entre parênteses. A fração residual foi estimada pela diferença entre o P _t independente e a soma das demais frações analisadas.....	97
---	----

Tabela 4. Concentrações de P microbiano para área de cerrado denso em um Latossolo Vermelho-Escuro com exclusão de fogo na Reserva Ecológica do IBGE para diferentes profundidades e estações do ano. Dados em µg/g de solo. Erro padrão entre parênteses.	99
---	----

Tabela 5. Concentrações de P no solo de um Latossolo Vermelho-Escuro para a área de cerrado denso quadrienal modal para o ano de 1999 na profundidade de 0-10 cm. A queima controlada ocorreu em 15/08/99. Reserva Ecológica do IBGE. Valores em µg/g de solo. Res = fração residual; soma = soma de todas frações; P _{ind} = P total independente. Desvio padrão entre parênteses.....	104
--	-----

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1. Reserva Ecológica do IBGE (RECOR) mostrando o gradiente fitofisionômico, as drenagens e as áreas trabalhadas neste projeto. 1- área quadrienal modal; 2 - área sem queima; 3 - área do experimento de fertilização; 4 - córrego Roncador. (mapa disponível na homepage da RECOR - www.recor.org.br).....7
- Figura 2. Figura representando os componentes estudados para o ciclo de nutrientes nos dois sistemas estudados neste projeto. As explicações para os componentes encontram-se no texto.....10
- Figura 3. Esquema de demarcação dos transectos e da disposição das bolsas de decomposição na área de cerrado denso da RECOR. Os quadrados pequenos ao longo dos transectos de 10 metros representam as bolsas de decomposição.....19
- Figura 4. Perda percentual de peso seco em função do tempo de permanência no campo. Modelo da exponencial negativa. O valor "k" é a constante de decomposição e $t_{50\%}$ é o tempo de decomposição de 50 % do peso inicial de serapilheira. Área de cerrado denso da RECOR, período de 08/99 à 11/00.....28
- Figura 5. Variação na concentração de nutrientes ao longo do tempo, experimento de decomposição, os nutrientes apresentados são Ca, N, K, Mg, P e S. Reserva Ecológica do IBGE área de cerrado denso com exclusão de fogo, período de 08/99 à 11/00. As letras associadas a cada média de concentração indicam se as diferenças entre as médias ao longo do tempo são significativa a nível de 5 %. Barras verticais indicam desvio padrão.....29
- Figura 6. Estimativas das perdas percentuais em massa dos nutrientes, levando em consideração a média da concentração e a média de perda de peso seco. Área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE, período de 08/99 à 11/00.....30
- Figura 7. Dados pluviométricos da Reserva Ecológica do IBGE para os anos de 1998 e 1999.....31
- Figura 8. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de deposição atmosférica, em uma área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE, para o ano de 1999. A cor azul indica coletor 1 e a rosa o coletor 2.....32
- Figura 9. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de dossel ao longo do ano de 1999, em área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Em azul coletor 1, em rosa coletor 2 e em amarelo coletor 3.....36
- Figura 10. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de serapilheira ao longo do ano de 1999, em área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Símbolo azul indica o coletor 1, símbolo rosa o coletor 2 e símbolo amarelo o coletor 3.....41
- Figura 11. Variação temporal das concentrações nas amostras de lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade, em área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999.....43
- Figura 12. Variação temporal das concentrações nas amostras de lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade, em área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999.....45
- Figura 13. Comparação dos fluxos de nitrogênio em suas diferentes formas, na deposição atmosférica, lixiviação de dossel e lixiviação de serapilheira para a Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. Barras verticais indicam erro padrão.....46

- Figura 14. Comparação dos fluxos de nutrientes (exceto N) para deposição atmosférica, lixiviação de dossel e lixiviação de serapilheira para a Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. Barras verticais indicam erro padrão..... 47
- Figura 15. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de dossel na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE durante o ano de 1999..... 51
- Figura 16. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de serapilheira na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE durante o ano de 1999..... 52
- Figura 17. Comparação entre os fluxos de nutrientes nos lixiviados do dossel nas áreas de cerrado denso sem queima com queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam o erro padrão e os asteriscos indicam diferenças significativas entre as áreas sem queima e com queima quadrienal..... 54
- Figura 18. Comparação dos fluxos de nutrientes para lixiviação da serapilheira entre a área de cerrado denso sem queima, e a área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE. Dados coletados no ano de 1999, barras verticais indicam erro padrão e os asteriscos indicam diferença significativa para comparação sem queima/queima..... 55
- Figura 19. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade, na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, durante o ano de 1999..... 56
- Figura 20. Variação temporal nas concentrações de nutrientes nas amostras de lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade, na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE durante o ano de 1999..... 57
- Figura 21. Comparação das concentrações de nutrientes na solução do solo a 25 cm de profundidade, entre as áreas sem queima e com queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, no ano de 1999. As amostras foram coletadas com lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade. As barras verticais indicam o erro-padrão da média..... 58
- Figura 22. Comparação das concentrações de nutrientes na solução do solo a 100 cm de profundidade, entre as áreas sem queima e com queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, no ano de 1999. As amostras foram coletadas com lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade. As barras verticais indicam o erro-padrão da média..... 59
- Figura 23. Comparação dos estoques e fluxos entre o Cerrado e a Floresta Amazônica Primária. Dados da Floresta Amazônica extraídos do trabalho de Markewitz *et al.* (em preparação). 1 - Dados de precipitação tipo "bulk precipitation"; 2 - estoque de nutrientes da serapilheira sobre o solo; 3 - Fluxo de nutrientes para o solo = fluxo total da lixiviação de serapilheira; 4 - Biomassa epígea cerrado calculada a partir de dados de Silva (1990) com a correção para densidade de arbóreas + biomassa do estrato herbáceo calculada por Batmanian (1983); 5 - estoques de nutrientes disponíveis no solo até a profundidade de 100cm com a respectiva correção para densidade aparente. 74
- Figura 24. Razão entre os elementos C, N e Po com a profundidade para o Latossolo Vermelho-Escuro (Oxisol) estudado. Reserva Ecológica do IBGE, área de cerrado denso sem fogo..... 76

CAPÍTULO 2

- Figura. 1. Modelo de mudanças na forma e quantidades de fósforo no solo com o tempo (Walker & Syers, 1976)..... 88
- Figura 2. Diagrama da extração sequencial de fósforo. Pi é a fração inorgânica de fósforo que é determinada após a precipitação da matéria orgânica em cada extração. Po é a fração orgânica do fósforo determinada pela diferença entre o fósforo inorgânico e fósforo total. O fósforo total é determinado pela digestão do extrato

em persulfato de amônia (adaptado de Tiessen & Moir, 1993; Agbenin & Tiessen, 1994).....	92
Figura 3. Concentrações das frações orgânica e inorgânica de fósforo no extrato NaHCO_3 em um Latossolo Vermelho-Escuro, durante as estações seca e chuvosa, para a profundidade de 0-10 cm, na Reserva Ecológica do IBGE, em área de cerrado denso com exclusão de fogo. * indicativa diferença significativa em nível de 5%.....	98
Figura 4. Variação da concentração dos totais inorgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$, NaOH-Pi , HCl-Pi e residual) e orgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Po}$, NaOH-Po , HCl-Po) entre as estações seca e chuvosa para a profundidade de 0-10 cm, período de 05/98 à 03/00 em um Latossolo Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE área de cerrado denso com exclusão de fogo.....	99
Figura 5. Variação sazonal nas concentrações de P microbiano em Latossolo Vermelho-Escuro para área de cerrado denso com exclusão de fogo. Reserva Ecológica do IBGE para o período de 08/99 a 08/00. Barras verticais indicam erro padrão, asterisco indica diferença significativa em nível de 5 % entre seca e chuva para determinada profundidade teste "U" de Mann - Whitney.....	120
Figura 6. Variação da concentração das frações residual, P total e P total independente para a profundidade de 0-10 cm, áreas de queima quadrienal e com exclusão de fogo para o período de 05/98 à 03/00. Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann - Whitney.....	101
Figura 7. Variação da concentração dos totais inorgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Pi} + \text{NaOH-Pi} + \text{HCl-Pi} + \text{residual}$) e orgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Po} + \text{NaOH-Po} + \text{HCl-Po}$) para a profundidade de 0-10 cm de um Latossolo Vermelho-Escuro, áreas de cerrado denso de queima quadrienal e com exclusão de fogo da Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann-Whitney.....	102
Figura 8. Variação da concentração de fósforo do extrato NaHCO_3 para a profundidade de 0-10 cm de um Latossolo Vermelho-Escuro, frações orgânica e inorgânica entre a área de cerrado denso de queima quadrienal e com exclusão de fogo. Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann-Whitney.....	102
Figura 9. Variação da concentração de fósforo do extrato NaOH para a profundidade de 0-10 cm de um Latossolo Vermelho-Escuro, frações orgânica e inorgânica para as áreas de cerrado denso de queima quadrienal e com exclusão de fogo da Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann-Whitney.....	103
Figura 10. Comparação das frações de P para Latossolos sobre vegetação nativa, horizonte superficial entre 0 e 15 cm. 1 - área de cerrado nativo sobre Latossolo argiloso com 70 % de argila, 23 % de areia, com 2,3 % de carbono no solo e amostras de superfície coletadas entre 0-12 cm. 2 - área de cerrado nativo sobre Latossolo arenoso 18 % de argila e 81 % de areia, 1% de carbono no solo, amostras de superfície coletadas entre 0-12 cm. 3 - área de cerrado nativo sobre um Latossolo Vermelho Escuro argiloso, amostras de superfície coletadas entre 0-10 cm. 4 - área de cerrado nativa sobre Latossolo argiloso, 70 - 80 % de argila, 2,5 % de carbono no solo, amostras de superfície coletadas entre 0-15 cm.....	106
Figura 11. Variação da razão das frações disponíveis Bic-Pi e Bic-Po e de média disponibilidade NaOH-Pi e NaOH-Po em função da fração oclusa (HCl concentrado + residual) para o Latossolo Vermelho-Escuro da área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Abscissa em escala logarítmica.....	107
Figura 12. Relação entre a fração orgânica da fração NaHCO_3 e o fósforo total extraído nesta fração (fósforo total disponível) para um Latossolo Vermelho-Escuro em uma área de cerrado denso com exclusão de fogo da reserva Ecológica do IBGE.....	133

RESUMO

Os efeitos de queimadas controladas sobre os fluxos e estoques de nutrientes, foram avaliados em áreas de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF; comparando-se dois tratamentos: exclusão completa de fogo por 26 anos e queimadas quadrienais desde 1992. As duas áreas experimentais localizam-se sobre Latossolo Vermelho-Escuro, textura argilosa. A serapilheira sobre o solo foi amostrada nas duas áreas; na área de queima quadrienal, também foram coletados o material combustível (folhas, ramos e galhos menores que 6 mm de diâmetro) e as cinzas depositadas logo após a queimada. Os estoques de nutrientes no solo foram calculados a partir de amostras superficiais de solo (0-10 cm) para ambos os tratamentos, e também de amostras profundas, até 5 m, na área sem queima. Os fluxos de nutrientes foram avaliados, em ambas as áreas, pela utilização de coletores de chuva ("bulk precipitation"), coletores de lixiviados de dossel ("throughfall"), coletores de lixiviados da serapilheira ("litter leachate") e coletores de solução do solo a 25 cm, 100 cm e 400 cm de profundidade. Aliquotas de 250 ml das soluções foram usadas para a caracterização química. Amostras de raízes até a profundidade de 800 cm foram coletadas para quantificação dos estoques de nutrientes. A taxa de decomposição da serapilheira foi medida através de um experimento com bolsas de decomposição com duração de 385 dias. Os estoques de N e P na biomassa foram de 218 e 12,9 kg.ha⁻¹, respectivamente, enquanto que no solo foram de 4.576 e 2.042 kg.ha⁻¹, demonstrando a maior importância do estoque no solo para N e P. Os estoques de K, Ca e Mg na biomassa (serapilheira + raízes grossas) foram de 62,4; 108 e 30 kg.ha⁻¹, respectivamente, enquanto no solo os estoques foram de 81; 77 e 25 kg.ha⁻¹, demonstrando a importância do estoque na biomassa para estes nutrientes. As taxas de decomposição da serapilheira foram baixas, com meia-vida da serapilheira de 2,6 anos e tempo de residência de 10 anos. As taxas de meia vida dos nutrientes foram diferenciadas: K, Mg, Ca, P, N e S foram de 0,5; 1,3; 1,9; 3,1; 4,0 e 6,1 anos, respectivamente. Os nutrientes com maior mobilidade K, Mg e Ca são reciclados a partir da serapilheira com maior eficiência, e parecem não limitar o processo de decomposição. A concentração de P, N e S aumenta ao longo do processo de decomposição; a sua redução é mais lenta do que a perda de biomassa, e estes elementos parecem limitar o processo de decomposição. A deposição atmosférica de N, P, K, Ca Mg e S foi de 4,2; 0,01; 1,5; 3,6; 0,5; 0,7 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente. O fluxo total de N, P, K, Ca, Mg, e S que alcança o solo foi de 9,3; 0,03; 28,3; 7,8; 6,4 e 0,6 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente. A reciclagem de Ca, K e Mg em relação ao estoque encontrado no ecossistema é relativamente maior, que a reciclagem de N e P. A disponibilidade de P avaliada através da extração sequencial indicou um sistema com grandes estoques de P total, mas que, na sua maior parte encontra-se em formas oclusas no solo. O estoque de P orgânico total até a profundidade de 1 m foi de 259 kg.ha⁻¹ e o P total foi de 2042 kg.ha⁻¹. As concentrações de P disponível diminuíram com a profundidade, de 12,8 (0-10 cm) para 2,2 µg P.g⁻¹ solo (400-500 cm). Houve também um aumento relativo da fração oclusa (fração residual + fração HCl) com o aumento da profundidade. As concentrações de P microbiano variaram de 11,1 µg P.g⁻¹ até 5,9 µg P.g⁻¹ para as profundidades 0-10 cm e 20-50 cm, respectivamente. As concentrações de P microbiano sofrem interferência da sazonalidade, com reduções durante o período seco. As queimadas aumentam as concentrações de P inorgânico nas frações extraídas por NaHCO₃ e NaOH, e reduzem a concentração de P orgânico. A fração orgânica sofreu uma redução significativa de 86 µg P.g⁻¹ solo para 78 µg P.g⁻¹ solo. A ciclagem de nutrientes no Cerrado é alterada pelo fogo, que reduz os estoques de biomassa e nutrientes, provoca perdas de nutrientes por volatilização e lixiviação, empobrecendo o sistema. A reposição de K, Ca e Mg via deposição atmosférica ocorre em ciclos que podem variar de 4 até 15 anos, dependendo do volume de biomassa queimado e do nutriente considerado. O tempo de reposição do P pode chegar a 213 anos, devido às baixas taxas de deposição atmosférica. As reduções nos estoques e as alterações nas taxas de mineralização podem tornar áreas queimadas muito limitadas em N. O aumento das frações inorgânicas de P pode beneficiar o crescimento das plantas em áreas queimadas, mas ainda é necessário estabelecer os padrões de imobilização de P pela biomassa microbiana, e pelos óxidos de Fe e Al, para estabelecer até que grau este aumento das frações disponíveis de P se traduz em maior disponibilidade para o crescimento vegetal.

ABSTRACT

The effects of controlled burning on the flows and stocks of nutrients, were appraised in areas of "cerrado denso" of the Ecological Station of the IBGE, Brasília-DF. Two treatments were evaluated: complete exclusion of fire for 26 years and burning in four-year cycles, since 1992. The two experimental areas are located above a loamy Oxisol soil. In both areas the litter above the soil was sampled; in the fire treatment area, the fuel material (leaves, branches ≤ 6 mm of diameter) and the ashes deposited soon after the burned were also collected. To characterize the stocks of nutrients we collected soil superficial samples (0-10 cm) and a depth of 500 cm in the area without burns, and superficial samples in the burned area. The flows of nutrients were evaluated through the installation of rain collectors (bulk precipitation), and collectors of throughfall, collectors of litter leachate and solution collectors at 25, 100 cm and 400 cm of soil depth. An aliquot of 250 ml of collected solutions were separated for the chemical characterization. The litter decomposition rate was measured with the use of confined litter in nylon bags (2 mm mesh). Samples of root biomass were analyzed to the depth of 800 cm, to characterize the concentrations and stocks of nutrients. The stocks of Ca, K and Mg in the biomass (litter + root biomass) were 108, 62.4, and 30 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectively, while in the soil the stocks were of 77, 81 and 25 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectively. These data demonstrated the importance of the stock in the biomass for these nutrients. The stocks of N and P in the biomass were 218 and 12.9 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectively, while in the soil they were 4576 and 2042 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectively, demonstrating the greater importance of the stock in the soil for N and P. The litter decomposition rates were low, with half-life of the 2.6 year and residence time of 10 year. The half-life of the nutrients K, Mg, Ca, P, N and S were of 0.5, 1.3, 1.9, 3.1, 4.0 and 6.1 years, respectively. The nutrients with larger mobility K, Mg and Ca are recycled from the litter with larger efficiency, and they seem not to limit the decomposition process. The concentration of P, N and S increase along the decomposition process, its reduction is slower than the biomass loss, these elements seem to limit the decomposition process. The atmospheric deposition of N, P, K, Ca, Mg, and S were of 4.2, 0.01, 1.5, 3.6, 0.5 and 0.7 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$, respectively. The total flow of nutrients that reaches the soil for N, P, K, Ca, Mg and S were of 9.3, 0.03, 28.3, 7.8, 6.4 and 0.6 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$, respectively. The availability of P evaluated by sequential extraction indicated a system with large stocks of total P, but that the largest portion occurs in occluded forms in the soil. The stock of total organic P to the depth of 100 cm was of 259 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ and total P was of 2042 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. The concentration of available P (NaHCO_3) decreased with depth, from 12.8 to 2.2 $\mu\text{g}\cdot\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$ soil. There was also a relative increase of the occluded fraction (residual fraction + hot HCl fraction) with increased depth. The concentrations of microbial P varied from 11.1 $\mu\text{g}\cdot\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$ soil to 5.9 $\mu\text{g}\cdot\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$ soil for the depths 0-10 cm and 20-50 cm, respectively. The concentrations of microbial P varied seasonality, with reductions in concentrations during the dry period. Fire increased the concentrations of inorganic P in the NaHCO_3 and NaOH fractions, and reduced the concentration of organic P. The organic fraction was significantly reduced from 86 $\mu\text{g}\cdot\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$ soil to 78 $\mu\text{g}\cdot\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$ soil. The cycling of nutrients in the "Cerrado" is altered by the fire, which reduces biomass stocks and nutrients and provokes losses of nutrients through volatilization and leaching, impoverishing the system. The replacement of Ca, K and Mg by atmospheric deposition occurs in cycles that can vary from 4 to 15 years, depending on the volume of burned biomass and of the considered nutrient. The time of replacement of P may be as high as 213 years, due the low rates of atmospheric deposition. The reductions in the stocks and the alterations in the mineralization rates can make burned areas very limited in N. The increase of the inorganic fractions of P can benefit the growth of the plants in burned areas, but it is necessary to establish the patterns of fixation of P by the microbial biomass and by the oxides of Fe and Al, to establish that this increase of the available fractions of P will remain available for plant growth.

INTRODUÇÃO GERAL

Os solos tropicais são muito diversos, mas os Latossolos (Oxisol) são os mais representativos (Richter & Babbar, 1991). Devido ao clima úmido e quente dos trópicos e o longo tempo de exposição aos processos de intemperismo, estes solos sofreram modificações químicas dos minerais primários que os transformaram em minerais secundários, causando a perda de nutrientes essenciais para as plantas e tornando-os empobrecidos (Lathwell & Grove, 1986).

Na região do Cerrado a ordem de solo mais importante também é a dos Latossolos. Estes solos possuem baixa carga de superfície e baixo conteúdo de nutrientes. A vegetação predominante sobre estes solos é do tipo savânica conhecida como cerrado (sentido restrito). Este tipo de vegetação é constituído por um estrato herbáceo-graminoso contínuo, onde ocorrem em graus variáveis de dominância, espécies lenhosas (árvores, arbustos e sub-arbustos). Estudos realizados no Cerrado apontaram que a dominância do estrato lenhoso nesta vegetação seria determinada pela disponibilidade de nutrientes no solo (Lopes & Cox, 1972)

O modelo de estados e transições proposto por Meirelles *et al.* (1997) para a região do Cerrado considera que a relação entre os estados fitofisionômicos e florísticos são determinados principalmente pelo regime de fogo, pastoreio e desmatamento, levando a equilíbrios diferenciados entre o estrato arbóreo e herbáceo (Belsky, 1990). Este modelo considera que as condições edáficas seriam determinantes secundários das transições. Porém estudos realizados em áreas de cerrado indicaram modificação nos reservatórios de nutrientes com relação ao tipo fitofisionômico. Kauffman *et al.* (1994) encontraram maiores estoques de fósforo e nitrogênio no material combustível de cerrado *stricto sensu* em relação a campos limpos. Ratter *et al.* (1978) estudando as relações entre os solos mesotróficos e a vegetação constataram a presença de diferenças florísticas e estruturais entre áreas mais férteis e menos férteis para o Cerrado. Portanto há diferenças florísticas e estruturais associadas à diferenças nos estoques de nutrientes na vegetação do Cerrado.

Capítulo 1

1. INTRODUÇÃO

A disponibilidade de nutrientes em solos de Cerrado intemperizados é dependente da mineralização da matéria orgânica, e portanto, dependente em grande escala da atividade dos microorganismos do solo. As taxas de decomposição da serapilheira são descritas como lentas, com meia-vida maior que 1 ano (Silva, 1983; Constantino, 1988; Garofalo, 2001). Além disso queimadas freqüentes causam a liberação dos nutrientes que estão estocados na serapilheira, produzindo um aumento temporário de sua disponibilidade do solo (Batmanian, 1983).

Devido à baixa carga de superfície (Zorzo, 1993), os Latossolos do Cerrado podem não reter o magnésio, cálcio e potássio liberado durante as queimadas. Em função da grande freqüência e importância do fogo para a vegetação do Cerrado, é esperado que a limitação de nutrientes seja mais importante para os Latossolos do Cerrado do que para os da Amazônia. A extensão em que diferenças em tipos de argilas, clima, incidência de fogo, ou a combinação destes fatores controla a transição entre a floresta e o Cerrado é ainda amplamente discutido. Além disso, os óxidos de ferro e alumínio dos Latossolos, provavelmente, têm a capacidade de adsorver o fósforo em formas que as plantas não podem utilizar (Tucci, 1991).

Em uma queimada, os nutrientes podem ser volatilizados, perdidos no transporte de partículas, depositados como cinza ou permanecer na vegetação não queimada. Estudos realizados no Cerrado demonstram que a perda de nutrientes da vegetação durante as queimadas decresce ao longo do gradiente fitofisionômico que vai do campo limpo ao cerrado *stricto sensu* (Kauffman *et al.*, 1994). De forma geral, cerca de 300 a 400 kg/ha de cinzas são depositadas sobre o solo após queimadas em áreas de Cerrado (Coutinho 1990).

Os nutrientes depositados no solo com as cinzas são rapidamente absorvidos. Cavalcanti (1978) observou que logo após a queima em um campo cerrado houve um grande aumento na concentração de certos nutrientes no solo entre 0 e 5 cm de profundidade, mas que a concentração diminuiu nos meses subsequentes. Pouca variação foi observada em profundidades maiores. Batmanian (1983) determinou que após uma queimada em campo sujo ocorreu um aumento nos níveis de K, Na, Ca e Mg no solo até uma profundidade de 60cm. Estas diferenças perduraram até 3 meses após a queima, não tendo sido observadas alterações nas concentrações de N e P.

Estudos que vêm sendo desenvolvidos na área experimental do "Projeto Fogo" na Reserva Ecológica do IBGE têm demonstrado que queimadas freqüentes tendem a alterar a fisionomia da vegetação do Cerrado, com altas taxas de mortalidade dos indivíduos de menor porte do estrato lenhoso (Sato & Miranda 1996, Silva *et al.*, 1996). A redução do estrato lenhoso é acompanhada por um adensamento do estrato herbáceo, onde as gramíneas são o componente dominante, favorecendo a ocorrência de queimadas mais intensas (Kauffman *et al.*, 1994) e provavelmente a maior perda de nutrientes.

Coutinho (1979) ao descrever o balanço de nutrientes para áreas queimadas de cerrado, indicou um certo equilíbrio no balanço das entradas e saídas de nutrientes, quando as áreas possuíam intervalos entre queima de no mínimo 3 anos. Nos solos profundos do cerrado, praticamente não há entrada via intemperismo da rocha originária de nutrientes como cálcio, magnésio, potássio e fósforo. A entrada de nutrientes no sistema ocorreria via deposição atmosférica e via decomposição.

Ao contrário de nutrientes como P, Ca, Mg e K, cuja fonte principal é a crosta terrestre, o nitrogênio (N) tem como principal reservatório a atmosfera. Sua entrada no ciclo biológico ocorre via deposição atmosférica de compostos nitrogenados, principalmente amônio (NH_4^+) e também via fixação biológica do N (FBN) (Schlesinger, 1997). A FBN é realizada por bactérias de vida livre, como as cianobactérias, ou por bactérias associadas às plantas leguminosas (McLaren & Peterson, 1967). A disponibilidade de N para as plantas é limitada não pelos valores de N total, mas pela mineralização e nitrificação do N. A mineralização da matéria orgânica converte as formas orgânicas de N em NH_4^+ , que depois é convertido em NO_3^- via nitrificação pelas bactérias nitrificadoras (dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) (Paul & Clark, 1989). NO_3^- e NH_4^+ são absorvidos por microorganismos e plantas.

A disponibilidade para as plantas e microorganismos dos compostos nitrogenados no solo vai depender de mineralização. De maneira geral, limitações de N no solo levam a baixas concentrações de N nos tecidos vegetais, a altas taxas de retranslocação e a uma serapilheira com baixas concentrações de N. Baixas concentrações de N na serapilheira vão limitar as taxas de decomposição do ecossistema.

Objetivos

Este estudo teve como objetivos caracterizar o balanço de nutrientes em uma área de cerrado, juntamente com uma avaliação dos fluxos internos de nutrientes. Busca-se caracterizar a ciclagem biogeoquímica dos macronutrientes: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre. A comparação do ciclo destes nutrientes entre uma área protegida contra fogo e uma área de queima controlada, permitiu estimar o efeito do fogo na disponibilidade de nutrientes e a magnitude das perdas por lixiviação.

Hipóteses e resultados esperados

- Altas taxas de deposição atmosférica de nutrientes para o cerrado levariam a períodos curtos de reposição das perdas de nutrientes devido às queimadas. Resultados encontrados para áreas de Cerrado do interior de São Paulo demonstraram altas taxas de deposição atmosférica de nutrientes (Coutinho, 1979).
- Baixas taxas de decomposição são esperadas para o cerrado (ex: Peres *et al.*, 1983, Silva, 1983), com valores de meia-vida maiores que 2 anos, o que pode levar ao acúmulo de biomassa e nutrientes na serapilheira (como mencionado por Oliveira-Júnior, 1985).
- O fogo agiria no sistema mineralizando a matéria orgânica liberando os nutrientes, mas, devido à baixa carga de superfície dos solos, isto levaria a perdas por lixiviação.
- Em um estudo de caso, comparando-se solos semelhantes na Amazônia e no Cerrado espera-se menores fluxos de nutrientes via dossel e serapilheira no Cerrado, principalmente para P, cuja limitação é amplamente discutida para esta região. Isto causado pelo baixo conteúdo de nutrientes no solo e biomassa da área de Cerrado em relação à área de floresta Amazônica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

A Reserva Ecológica do IBGE (RECOR) constitui uma das Unidades de Conservação Permanente do Bioma Cerrado, situada a 35 km ao sul do centro de Brasília - Distrito Federal, km 0 da BR - 251 (15° 56' 41" S e 47° 53' 07" W Gr). A RECOR é parte da Área de Proteção Ambiental (APA) Gama-Cabeça do Veado que perfaz um total de 10.000 hectares de área protegida contínua (Gonzales *et al.*, 1997).

A reserva está localizada na Chapada Brasília, com altitude média de 1.100 metros, e possui 1.350 hectares com os principais tipos de vegetação do Planalto Central Brasileiro: cerradão (15 ha), cerrado (sentido restrito) (757 ha), campos (467 ha), brejos e veredas (85 ha) e matas ciliares (104 ha) (Figura 1). Estes gradientes fitofisionômicos encontram-se entre a chapada e o fundo dos vales, que são drenados por cinco nascentes que formam a sub-bacia do córrego do Taquara. A reserva possui uma Estação Agroclimatológica que fornece, desde 1979, dados climatológicos contínuos para apoio as pesquisas realizadas na área (Gonzales *et al.*, 1997).

O "Projeto Fogo" (Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de uma comunidade de Cerrado) é constituído de vários sub-projetos que abrangem a dinâmica do combustível, a estrutura da vegetação e a influência de queimadas, comportamento das queimadas (temperatura do ar e do solo, velocidade de propagação e intensidade da frente de fogo, calor liberado) entre outros. O projeto teve início em 1989 em uma área da RECOR protegida contra fogo por 18 anos. Na área experimental do projeto foram estabelecidos blocos de 50 ha, sendo cada bloco referente a uma forma fisionômica da vegetação do cerrado. No cerrado denso, cada bloco foi dividido em cinco quadras de 200 x 500 m que recebem um tipo de tratamento experimental para simular diferentes épocas e frequências de ocorrência de queimadas, e seus efeitos sobre a vegetação, a fauna e processos ecológicos (Gonzales *et al.*, 1997).

As áreas amostradas neste projeto são a área "sem queima", regime proposto nos planos de manejo dos parques nacionais de Cerrado; propiciaria a sucessão do cerrado em direção ao cerradão e "área quadrienal modal", a queimada neste regime é realizada a cada quatro anos, ocorrendo durante o auge da seca (agosto) em que o recrutamento de

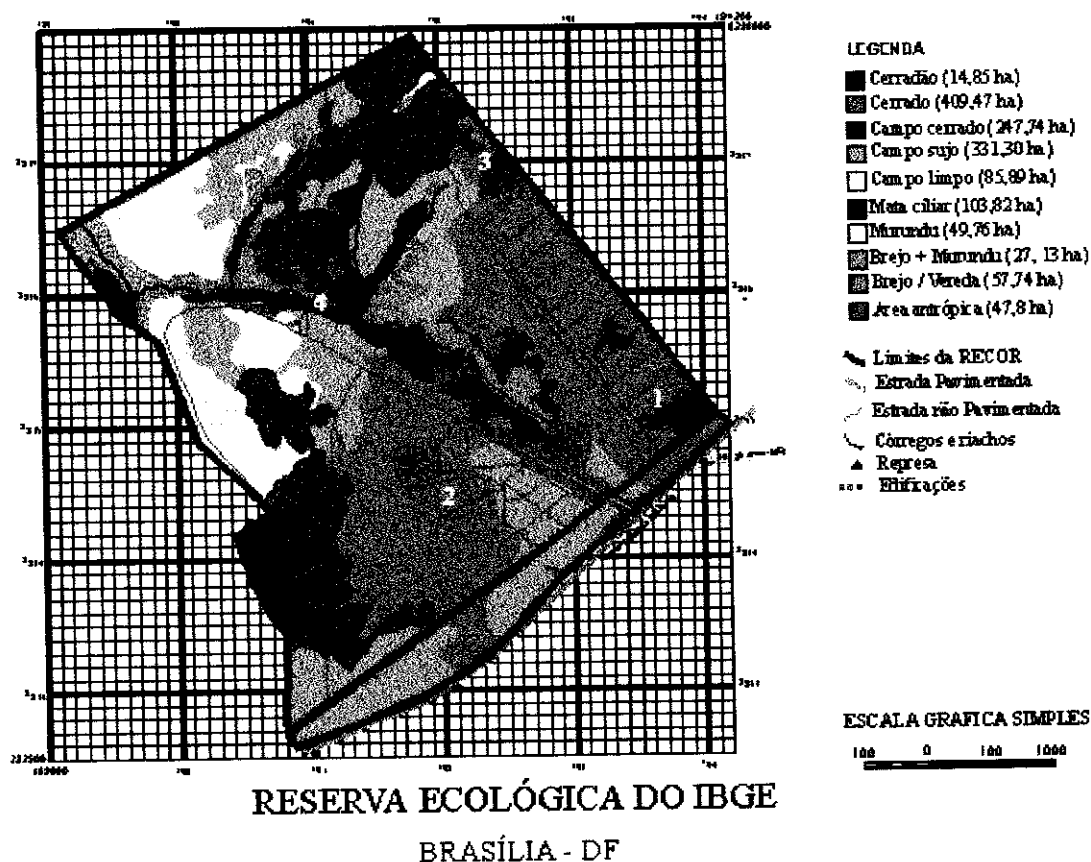


Figura 1. Reserva Ecológica do IBGE (RECOR) mostrando o gradiente fitofisionômico, as drenagens e as áreas trabalhadas neste projeto. 1- área quadrienal modal; 2 - área sem queima; 3 - área do experimento de fertilização; 4 - córrego Roncador. (mapa disponível na homepage da RECOR - www.recor.org.br)

árvores seria favorecido (Gonzales *et al.*, 1997). Em 1992 tiveram início as queimadas prescritas, desde então já foram realizadas três queimadas nas quadrienais (até 2000).

2.2. Amostragem de soluções

Os componentes da ciclagem de nutrientes avaliados no presente estudo estão representados na Figura 2. O número "1" representa os coletores da água da chuva, que permitiram a mensuração da deposição atmosférica de nutrientes. O número "2" representa os coletores de lixiviado do dossel, que possibilitaram coletas dos nutrientes liberados (ou retidos) a partir do dossel da vegetação. O número "3" representa os coletores de lixiviado

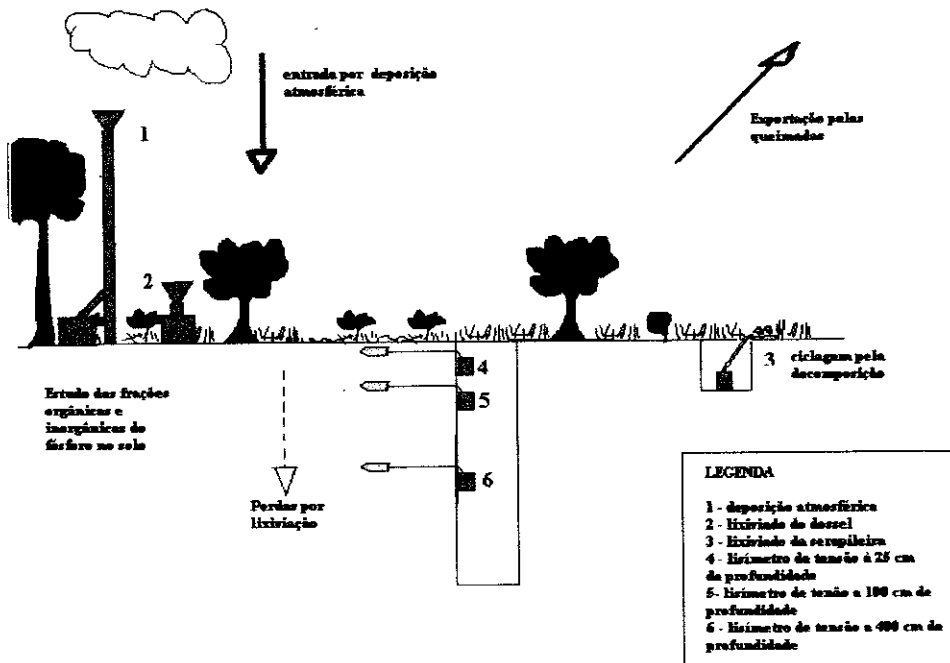


Figura 2. Figura representando os componentes estudados para o ciclo de nutrientes nos dois sistemas estudados neste projeto. As explicações para os componentes encontram-se no texto.

da serapilheira, que permitem as coletas de nutrientes liberados pela decomposição da serapilheira. Os números "4", "5" e "6" representam os lisímetros as profundidades de 25 cm, 100 cm e 400 cm que permitiram coletas e a determinação da concentração de nutrientes na solução do solo.

2.2.1. Área sem queima

Nesta área foram escavados 3 poços com dimensão de 0,90 x 2,10 m e alcançando 8 m de profundidade. Para estes perfis foram inicialmente realizados estudos com dinâmica de água do solo e determinação da biomassa subterrânea (Oliveira, 1999).

Dentro destes poços foram instalados lisímetros para coleta de solução do solo em três profundidades 25 cm, 100 cm e 400 cm, totalizando 9 lisímetros (3 por poço). Os lisímetros instalados são fabricados em teflon e sílica, possuem formato cilíndrico e foram

conectados a uma garrafa com vácuo, que fazia o armazenamento da solução coletada. Foram realizadas inspeções quinzenais nos lisímetros, com a coleta da solução acumulada na garrafa (se houvesse) e restabelecido vácuo de 0,06 MPa na garrafa. O volume total amostrado por coletor foi medido, uma sub-amostra de 250 ml foi separada para a caracterização química. As amostras de solução do solo foram coletadas entre o período de agosto de 1998 e junho de 2000.

O lixiviado do dossel ("throughfall") foi medido por meio de 6 coletores colocados aleatoriamente a um raio de 25 metros dos poços, dois coletores para cada poço. Os coletores são constituídos por garrafas pintadas (com tinta preta ao fundo e coberto posteriormente com camadas de tinta branca) conectadas a funis de diâmetro conhecido (16 cm). As coletas foram quinzenais desde agosto de 1998 a junho de 2000, 250 ml do volume total foi coletado para as análises químicas e o restante medido e descartado.

O lixiviado da serapilheira ("litter leachate") foi mensurado através de coletores colocados logo abaixo da camada de serapilheira. Estes coletores foram construídos com canos de PVC, com área de 240 cm², foram conectados por mangueiras a garrafas que armazenaram as coletas. A frequência das coletas foi quinzenal desde agosto de 1998 a junho de 2000. Igualmente o volume total foi mensurado e uma alíquota de 250 ml foi separada para as análises químicas.

2.2.2. Área Quadrienal Modal

Nesta área foram instalados lisímetros a duas profundidades 25 cm e 100 cm, totalizando 6 lisímetros, e as coletas foram quinzenais seguindo o cronograma da área sem queima. Também foram instalados coletores para o lixiviado do dossel e serapilheira, idênticos aos descritos anteriormente, 6 coletores de lixiviado do dossel e 3 coletores de lixiviado de serapilheira. Nesta área foram cavados perfis de 0,5 m x 0,8 m e 0,5 m de profundidade, possibilitando a instalação do equipamento de coleta.

2.2.3. Coletas de deposição atmosférica ("bulk precipitation")

Foram colocados três coletores de chuva na Reserva Ecológica do IBGE. As garrafas foram pintadas para evitar a proliferação de microorganismos. Não há a separação entre a deposição seca e úmida ("bulk precipitation"). Do volume total medido 250 ml foi

separado para as análises químicas. As amostragens ocorreram com intervalo máximo de 14 dias. O volume total foi medido para cálculo dos fluxos e posteriormente descartado. As datas de coleta para as duas áreas trabalhadas e para os diferentes componentes encontram-se resumidas na Tabela 1.

Tabela 1. Datas de coleta de amostras de deposição atmosférica, lixiviado de dossel, lixiviado de serapilheira e solução do solo. Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999.

deposição atmosférica	Lixiviado do dossel	lixiviado da serapilheira	solução do solo à 25 cm	solução do solo à 100 cm
12/01/99	12/01/99	12/01/99	25/03/99	25/03/99
30/01/99	30/01/99	30/01/99	08/10/99	05/11/99
12/02/99	12/02/99	12/02/99	05/11/99	20/11/99
26/02/99	26/02/99	26/02/99	20/11/99	03/12/99
12/03/99	12/03/99	12/03/99	03/12/99	17/12/99
20/03/99	25/03/99	25/03/99	17/12/99	06/01/00
23/04/99	11/04/99	11/04/99	06/01/00	
07/05/99	23/04/99	23/04/99		
26/05/99	07/05/99	07/05/99		
23/09/99	26/05/99	26/05/99		
28/09/99	10/06/99	10/06/99		
08/10/99	23/09/99	23/09/99		
25/10/99	08/10/99	08/10/99		
29/10/99	25/10/99	25/10/99		
05/11/99	05/11/99	05/11/99		
13/11/99	20/11/99	20/11/99		
20/11/99	03/12/99	03/12/99		
26/11/99	17/12/99	17/12/99		
03/12/99	06/01/00	06/01/00		
06/12/99				
10/12/99				
17/12/99				
06/01/00				

2.2.4. Período de amostragem e número de amostras analisadas.

As amostras de chuva foram coletadas entre 08/98 até 06/2000. De um total de 122 amostras, 67 foram utilizadas para determinação química de nutrientes (Tabela 2). As amostras de lixiviado do dossel foram coletadas entre 08/98 e 06/2000 para a área com exclusão de fogo e para a área com queima quadrienal. De um total de 189, 127 foram analisadas para concentração de nutrientes (Tabela 3). Para o lixiviado da serapilheira ("litter leachate") (Tabela 4) as amostras foram coletadas entre 08/98 e 06/2000. Para as amostras extraídas com lisímetros de tensão no solo a 25 cm de profundidade, temos 81 coletas e 33 amostras analisadas (Tabela 5). Para lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade (Tabela 6) temos 63 coletas e 24 amostras analisadas para concentração de nutrientes. Para lisímetros de tensão a 400 cm de profundidade temos 14 amostras coletadas e 1 analisada (Tabela 7).

As amostras analisadas e utilizadas no presente trabalho correspondem ao período 12/01/99 à 06/01/00. Devido ao pequeno volume coletado em algumas amostras ou contaminação, algumas amostras foram descartadas e por esta razão há diferenças nos números de amostras coletadas e analisadas.

As estimativas dos fluxos de nutrientes foram feitas para o ano de 1999, devido ao fato da maior representatividade com relação as amostragens de soluções neste ano. Neste ano também se efetuou a terceira queimada prescrita na área quadrienal modal, utilizada para estimativas dos fluxos. Isto permitiu a comparação entre a área "sem fogo" e a área de queima quadrienal, analisando o efeito da queimada no ciclo de nutrientes.

Tabela 2. Número de coletas de precipitação ("bulk precipitation") na Reserva Ecológica do IBGE, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes.

Coletor	1998		1999		2000		Total	
	coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	Analisado
Coletor 1	7	6	23	19	12	0	42	25
Coletor 2	10	5	17	13	12	0	39	18
Coletor 3	7	4	22	19	12	0	43	23
Total	24	15	62	51	36	0	122	66

Tabela 3. Número de coletas de lixiviado de dossel ("throughfall") na Reserva Ecológica do IBGE, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes.

Coletor	1998		1999		2000		Total	
	Coletado	analisado	Coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	Analisado
Coletor 1	7	6	18	16	8	0	33	22
Coletor 2	7	7	18	16	8	0	33	24
Coletor 3	7	6	18	15	7	0	32	21
Coletor 4	6	5	17	15	8	0	31	20
Coletor 5	5	5	18	15	8	0	31	20
Coletor 6	5	5	18	15	6	0	29	20
Total	37	35	107	92	45	0	189	127

Tabela 4. Número de coletas de lixiviado de serapilheira ("litter leacheate") na Reserva Ecológica do IBGE, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes.

Coletor	1998		1999		2000		Total	
	Coletado	analisado	Coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Coletor 1	8	5	16	15	8	0	32	20
Coletor 2	8	5	17	15	8	0	33	20
Coletor 3	8	5	20	17	8	0	36	22
Coletor 4	5	5	18	15	8	0	31	20
Coletor 5	5	3	18	16	8	0	31	19
Coletor 6	5	5	17	15	8	0	30	20
Total	39	28	106	93	48	0	193	121

Tabela 5. Número de coletas de solução do solo extraídas com lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade, com vácuo de 0,06 MPa, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Reserva Ecológica do IBGE.

Coletor	1998		1999		2000		Total	
	Coletado	analisado	Coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Coletor 1	4	0	8	6	7	0	19	6
Coletor 2	1	0	5	4	6	0	12	4
Coletor 3	0	0	6	6	6	0	12	6
Coletor 4	2	0	6	6	7	0	15	6
Coletor 5	1	0	6	6	6	0	13	6
Coletor 6	0	0	6	5	4	0	10	5
total	8	0	37	33	36	0	81	33

Tabela 6. Número de coletas de solução do solo extraídas com lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade, com vácuo de 0,06 MPa, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Reserva Ecológica do IBGE.

Coletor	1998		1999		2000		total	
	Coletado	analisado	Coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Coletor 1	2	2	6	6	8	0	16	8
Coletor 2	0	0	1	1	1	0	2	1
Coletor 3	2	2	6	6	7	0	15	8
Coletor 4	2	0	4	4	8	0	14	4
Coletor 5	0	0	0	0	5	0	5	0
Coletor 6	0	0	3	3	8	0	11	3
total	6	4	20	20	37	0	63	24

Tabela 7. Número de coletas de solução do solo extraídas com lisímetros de tensão a 400 cm de profundidade, com vácuo de 0,06 MPa, relacionando o número de amostras por coletor, época de coleta e número de amostras utilizadas para determinação quantitativa de nutrientes. Reserva Ecológica do IBGE.

Coletor	1998		1999		2000		total	
	Coletado	analisado	Coletado	analisado	coletado	analisado	coletado	analisado
Coletor 1	3	0	1	1	4	0	8	1
Coletor 2	3	0	1	0	0	0	4	0
Coletor 3	2	0	0	0	0	0	2	0
Coletor 4	–	–	–	–	–	–	–	–
Coletor 5	–	–	–	–	–	–	–	–
Coletor 6	–	–	–	–	–	–	–	–
total	8	0	2	1	4	0	14	1

2.2.5. Análises químicas das soluções

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.

2.2.6. Determinação dos fluxos

As concentrações foram ponderadas com o volume coletado para determinação dos fluxos, usando o volume total amostrado para cada coletor. Uma vez que houve contaminação por excrementos de aves no coletor de deposição atmosférica de número 3, os dados deste coletor foram excluídos da análise.

2.3. Amostragem e análises da biomassa

2.3.1. Experimento de decomposição

Para avaliação da decomposição foram confeccionadas bolsas de decomposição com malha de 2 mm com dimensões de 25 x 25 cm. Utilizou-se folhas da serapilheira neste experimento, que foi pesado em balança de precisão (três casas decimais de grama). A serapilheira foi coletada em agosto de 1999, período de maior taxa abscisão das folhas. Este período foi escolhido de maneira a garantir que as folhas utilizadas tivessem caído nos dois meses anteriores. O peso seco de material colocado em cada bolsa teve média igual à 13,894 g com desvio padrão de 0,071.

Foram estabelecidos nove transectos na área de cerrado denso da RECOR (Reserva Ecológica do IBGE), esta área estava protegida contra fogo há pelo menos 26 anos quando do início do experimento, (Figura 1, ponto 2). Em cada transecto 10 bolsas de decomposição foram colocadas de maneira equidistante, conforme o esquema apresentado na Figura 3. As

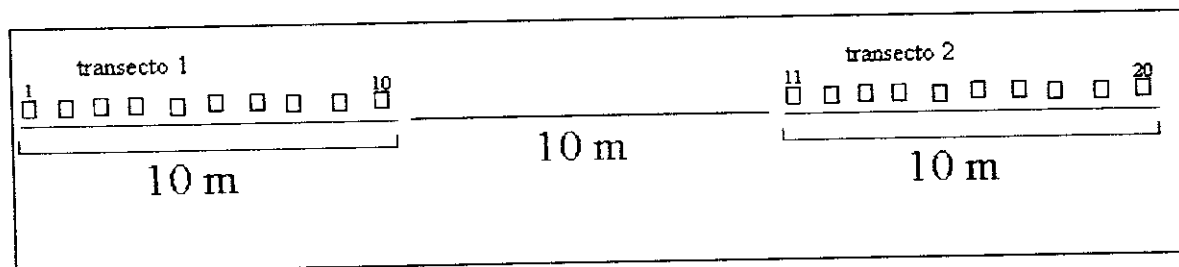


Figura 3. Esquema de demarcação dos transectos e da disposição das bolsas de decomposição na área de cerrado denso da RECOR. Os quadrados pequenos ao longo dos transectos de 10 metros representam as bolsas de decomposição.

bolsas de decomposição, em um total de 95 foram colocadas no campo no dia 26/10/99, à cada 60 dias, oito bolsas eram coletadas através de sorteio. As bolsas a serem coletadas eram sorteadas 1 para cada transecto. As datas de coleta foram: 22/12/99, 25/02/00, 22/04/2000, 03/07/2000, 03/09/2000 e 14/11/2000. O número total de dias de acompanhamento apresentados neste trabalho é de 385 dias, e o total de 48 bolsas coletadas.

O modelo de decomposição adotado para analisar os dados foi o da exponencial negativa simples (Olson, 1963):

$$X_t/X_0 = e^{-kt}$$

onde: X_t/X_0 = proporção de massa de serapilheira restante no tempo t
 t = tempo de residência no campo, expresso em anos
 e = base dos logaritmos naturais
 k = constante da taxa de decomposição

Este modelo produz uma constante da taxa de decomposição (valor k) o qual pode ser usado para comparar dados de diferentes tratamentos, espécies ou estudos. A desvantagem é que ele não possibilita o acompanhamento preciso da cinética de decomposição, principalmente nos casos onde as taxas de decomposição variam com o tempo (Harmon *et al.*, 1999).

2.3.2. Coletas de serapilheira, material combustível, cinzas e raízes.

As coletas de serapilheira foram realizadas para a área sem queima em agosto de 1999. Para a área quadrienal foram realizadas amostragens de serapilheira em junho de 1999, antes da queimada e de maneira independente das estimativas de material combustível. Para cada coleta nove quadrados de 50 x 50 cm foram amostrados em cada área. A serapilheira foi fracionada em três componentes, material maior que 25 mm, material entre 2 mm - 25 mm e menor que 2 mm. O material foi separado em peneiras com malha de 25 mm e 2 mm. O material foi seco a 70° C e pesado em balança de precisão. Foram coletadas 27 amostras de serapilheira para área sem queima e 27 amostras para área de queima quadrienal.

As coletas de material vegetal da área quadrienal são denominadas material combustível. O material combustível é toda a biomassa que pode ser queimada durante um incêndio. Os dados de biomassa foram quantificados dentro do projeto fogo não fazendo parte dos resultados desta tese; utilizou-se a descrição de amostragem apresentada por Miranda *et al.* (1996) e comunicação pessoal com a Prof^a. Heloísa Sinátora Miranda.¹

Na queima controlada de agosto de 1999, na área de queima quadrienal, o material combustível, foi considerado como toda biomassa viva ou morta, inclusive ramos de até 6

¹ Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade de Brasília

mm (chamado de combustível fino). Para o estrato herbáceo foram amostradas 25 parcelas de 25 cm x 25 cm em 5 transectos ao longo da parcela queimada. Após a passagem do fogo, em transectos paralelos aos anteriores foi feita a estimativa do combustível fino não consumido.

A quantidade de combustível fino para o estrato arbóreo arbustivo foi determinada amostrando a quantidade de folhas e ramos de arbustos e árvores, entre 0,5 m e 2,0 m de altura, em uma área de 1,0 m x 5,0 m adjacente aos cinco transectos do estrato herbáceo. Após a passagem do fogo o levantamento de material não consumido foi realizado em áreas adjacentes. Depois de coletado o material foi seco em estufa à 80° C até peso constante.

O material depois de pesado foi moído para realização de digestão e determinação de nutrientes. Quarenta amostras de material combustível foram analisadas. As cinzas foram coletadas após a queimada ocorrida na área quadrienal em agosto de 1999, em parcelas de 50 cm x 50 cm, secas em estufa a 70° C e pesadas em balança de precisão. Nove amostras de cinzas foram coletadas e homogeneizadas para determinação de nutrientes por digestão total.

A determinação do estoque de nutrientes em raízes grossas (> 2 mm) foi realizada para amostras extraídas na área controle entre a profundidade de 0-800 cm em dois perfis. As profundidades de amostragem foram 0-10, 10-50, 50-100, 100-200, 200-300, 300-400, 400-500, 500-600, 600-700 e 700-800 cm. Cinquenta e seis amostras foram analisadas para as diferentes profundidades. Os dados de biomassa de raízes foram cedidos pelo Prof. Carlos Augusto Klink.²

2.3.3. Análises químicas das amostras da biomassa

Todas as amostras de cinzas e material vegetal sofreram digestão total, em duplicata, com ácido perclórico e peróxido de hidrogênio a 300° C. Os extratos então foram analisados para N pelo método colorimétrico de Nessler, e para Ca, Mg, K, P e S as determinações foram feitas em um ICP-AES marca IRIS (Laboratório de Análise de Tecido Vegetal da EMBRAPA – CERRADOS, Planaltina – DF), utilizando Y (ítrio) como padrão interno. Foram utilizados padrões com concentrações conhecidas dos elementos analisados. Os padrões foram digeridas em número de 5 para cada 300 amostras, e analisados

² Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade de Brasília

conjuntamente como garantia da qualidade dos dados. Isto evitou problemas analíticos devido a flutuações do equipamento ao longo do tempo. Os dados sobre número de amostras analisadas podem ser vistos de maneira sintética na Tabela 8.

2.3.4. Determinação dos estoques de nutrientes para biomassa

Para estimar os estoques de nutrientes nos diferentes componentes da biomassa, levou-se em consideração a concentração determinada na digestão total e a biomassa estimada em campo, pelos diferentes métodos de amostragem. As amostras de serapilheira da área queimada não foram analisadas para conteúdo de nutrientes; as estimativas de nutrientes na serapilheira para esta área levaram em consideração a concentração encontrada para a área sem queima.

Tabela 8. Número de amostras coletadas e analisadas para área sem queima e queima quadrienal, para cinzas, material combustível, serapilheira e raízes. Datas de coleta entre parênteses.

	cinzas	serapilheira	Material combustível	Raízes grossas	Raízes finas
Sem queima		27 – (08/99)		27 – perfil 1	17
	-----		-----	29 – perfil 2	
Queima quadrienal	9 – (17/08/99)		40 – (08/98)	-----	-----

2.4 – Caracterização química do solo

O pH do solo foi determinado em água destilada e em solução de 0,01 M de CaCl_2 em uma razão massa e volume de 1:2 (Thomas, 1996). O C e N totais do solo foram medidos por técnica de combustão seca usando um CE Elantech NA1500, após pulverização das amostras. O fósforo total foi medido usando a determinação colorimétrica azul de molibdato (Murphy & Riley, 1962), após digestão com H_2SO_4 e H_2O_2 , usando ácido salicílico como catalisador. O fósforo disponível foi determinado pelo método azul de molibdato após extração com Mehlich I em uma razão massa volume de 1:5 (Kuo, 1996). O K, Ca e Mg foram medidos através de uma absorção atômica na presença de $> 10.000 \text{ mg/l}$

de LaCl_3 , usando o mesmo extrato de fósforo disponível (Sumner & Miller, 1996).

As amostras analisadas para a caracterização geral foram coletadas em 05/98 para as profundidades de 0-10, 10-20, 20-50, 50-100, 100-200, 200-300, 300-400 e 400-500 cm, com três repetições por profundidade, em um total de 24 amostras analisadas.

2.5. Análises Estatísticas

O nível de significância adotado *a priori* para todos os testes estatísticos foi de $P < 0,05$. Os testes paramétricos foram utilizados quando as condições de normalidade e homogeneidade das variâncias existiam, quando não satisfeitas estas condições, um teste não paramétrico apropriado foi utilizado.

Uma ANOVA foi utilizada para as análises de concentração dos nutrientes nas diferentes frações da serapilheira, seguido por testes de Tukey para diferenciação entre as médias ($n = 27$). A aderência da variável analisada com uma distribuição normal foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov.

A variação das concentrações ao longo da decomposição foi testada com uma ANOVA seguida por testes de Tukey. O número total foi igual a 55. As distribuições para as concentrações foi caracterizada como normal pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Para correlacionar o volume total coletado com as concentrações de nutrientes foi utilizada a correlação de Spearman.

A comparação das concentrações obtidas para material combustível e cinzas foi feita com teste de Kruskal-Wallis, seguido por um teste de Tukey com ordenação (Zar, 1996). Para o teste foi utilizado $n = 9$ amostras de cinzas, $n = 25$ amostras de estrato herbáceo, $n = 10$ de estrato arbóreo (ramos) e $n = 5$ de estrato arbóreo (folhas).

Para comparar a entrada de nutrientes entre o tratamento sem queima e aquele que sofre queima quadrienal, foi usado o teste "U" de Mann-Whitney. Foram comparados os fluxos de nutrientes para o lixiviado de dossel e lixiviado de serapilheira; O número total de amostras foi de $n = 6$, três para cada tratamento.

O teste "U" de Mann Whitney foi usado para comparar as concentrações de nutrientes na solução do solo, considerando dois tratamentos: sem queima e queima quadrienal. Para as amostras de solução de solo a 25 cm de profundidade, o número total foi igual a 30 ($n = 15$ para área sem queima e $n = 15$ para área de queima quadrienal). Para

as amostras de solução de solo a 100 cm de profundidade, o número total foi igual a 24 ($n = 17$ para área sem queima e $n = 7$ para área de queima quadrienal).

Para as concentrações de fósforo microbiano foram considerados como tratamentos as profundidades. O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para as comparações. As concentrações foram comparadas para a estação seca e estação chuvosa separadamente, com um número total igual a 17 e 18, respectivamente. O teste "U" de Mann-Whitney foi utilizado para a determinação das diferenças entre as médias.

3. RESULTADOS

3.1. Concentrações e estoques de nutrientes na Biomassa

3.1.1. Serapilheira

As concentrações de nutrientes na serapilheira do cerrado denso da RECOR foram medidas em função da fração de tamanho (Tabela 9). Na fração >25 mm (serapilheira mais nova), tem-se em ordem de concentração $N > Ca > Mg > K > S > P$; já para a fração <2 mm (serapilheira mais antiga), obteve-se a ordem: $N > Ca > S > Mg = P > K$. Durante o processo de decomposição, Ca (ANOVA, $F=29,2$, $P < 0,05$), Mg (ANOVA, $F=23,3$, $P < 0,05$) e K (ANOVA, $F=15,8$, $P < 0,05$) foram os nutrientes mais móveis sofrendo reduções significativas na concentração. As concentrações de S (ANOVA, $F=10,9$, $P < 0,05$), P (ANOVA, $F=39,9$, $P < 0,05$) e N mantiveram-se constantes com uma tendência a aumentos nas frações de maior grau de decomposição.

Os estoques de K, Ca e Mg sofreram reduções acentuadas em relação a fração de tamanho para a área de cerrado denso (Tabela 10). Respectivamente temos 8 %, 9 % e 10 %, do estoque estimado para fração >25 mm, ainda presente na fração <2 mm. Os elementos S, N e P sofreram reduções menos acentuadas com 26 %, 33 % e 44 %, respectivamente, do estoque estimado para fração >25 mm, ainda presente na fração <2 mm. Este padrão é um reflexo do encontrado para a variação das concentrações, levando-se agora em consideração a biomassa de cada fração da serapilheira. Os estoques dos nutrientes na serapilheira variaram da seguinte forma $N > Ca > Mg > K > S > P$.

Uma característica importante da serapilheira é razão entre carbono (C) e os nutrientes N e P. A relação C/N para a serapilheira foi 49, a relação C/P foi de 1300. Estes valores são altos e podem indicar um processo lento de decomposição. Pode-se notar que as concentrações de N e P tendem ao aumento da fração >25 mm para a fração <2 mm, indicando um processo de retenção ao longo da decomposição, reduzindo as relações C/N para 30 e C/P para 690.

Tabela 9. Concentração de nutrientes na serapilheira para área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE sem queima, em 08/99 para as diferentes frações de tamanho. Valores em g do nutriente por kg da serapilheira, desvio padrão entre parênteses. Letras diferentes indicam diferenças significativas a nível de 5 % (ANOVA seguida por Teste de Tukey).

Fração	N	P	K	Ca	Mg	S
mm	-----g/kg-----					
<2	8,62 a (0,82)	0,37 a (0,02)	0,28 a (0,10)	1,15 a (0,37)	0,37 a (0,09)	0,44 a (0,09)
2<X<25	8,50 a (1,62)	0,34 a (0,04)	0,59 b (0,23)	3,21 b (0,90)	0,79 b (0,23)	0,61 b (0,10)
>25	7,26 a (1,66)	0,24 b (0,03)	0,86 c (0,28)	3,49 b (0,74)	1,05 c (0,26)	0,47 ab (0,06)

Tabela 10. Estimativas do estoque de nutrientes na serapilheira para área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE sem queima em 08/99 para as diferentes frações de tamanho. Valores em kg do nutriente por ha, desvio padrão entre parênteses.

Fração	Biomassa	N	P	K	Ca	Mg	S
mm	-----kg/ha-----						
<2	1075 (667)	16,2 (7,3)	0,7 (0,3)	0,5 (0,3)	2,1 (1,2)	0,7 (0,3)	0,8 (0,4)
2<X<25	5949 (1988)	58,4 (22,7)	2,3 (0,8)	4,0 (2,4)	21,7 (10,3)	5,1 (2,0)	4,2 (1,6)
>25	6284 (2293)	48,6 (22,9)	1,6 (0,7)	6,0 (3,9)	23,1 (9,6)	7,0 (3,1)	3,1 (1,3)
Total	13308 (4251)	123,2 (39,9)	4,6 (1,5)	10,5 (5,8)	46,9 (19,2)	12,8 (4,9)	8,2 (2,8)

3.1.2. Estoque de nutrientes na biomassa subterrânea

Os estoques de nutrientes para biomassa subterrânea para área de cerrado denso com exclusão de fogo variaram na seguinte ordem: $N > Ca > K > Mg > S > P$ (Tabela 11). Os estoques totais de N, Ca, K, Mg, S e P até 8 metros de profundidade foram respectivamente 103,2, 66,9, 54,9, 19,2, 13,2 e 8,8 kg/ha. A maior porcentagem de biomassa subterrânea e conseqüentemente do estoque de nutrientes encontra-se até 100 cm de profundidade com 92 % do N, 91 % do Ca, 94 % do K, 89 % do Mg, 95 % do P e 95 % do S.

Houve uma inversão dos estoques da serapilheira em relação aos estoques encontrados em biomassa subterrânea. Os valores de K para os estoques de biomassa subterrânea são cinco vezes maiores que o de Mg, este padrão é invertido para serapilheira. Os valores para outros nutrientes apresentam diferenças menos discrepantes. O estoque de N na serapilheira foi de 123 kg/ha enquanto nas raízes foi de 103,2 kg/ha e de Ca foi 47 kg/ha na serapilheira e 67 kg/ha em raízes.

3.2. Concentrações e estoques do solo

Características químicas do solo para área de cerrado denso com exclusão de fogo encontram-se na Tabela 12. Os valores de pH em água apresentam aumento com a profundidade, sendo o mesmo padrão observado para pH em solução de $CaCl_2$. Os valores de ΔpH foram sempre positivos, indicando carga total negativa para as profundidades analisadas. As concentrações de C e N sofrem reduções acentuadas com a profundidade, em relação ao N a redução é ainda maior levando a um aumento da razão C/N. Para P total, as maiores concentrações encontram-se próximo à superfície com tendência a redução com o aumento da profundidade. Os valores para P disponível (Mehlich I) são baixos, mas constantes ao longo de todo o perfil. Os valores de Ca^{2+} , K^+ e Mg^{2+} disponíveis apresentam redução ao longo do perfil, mais acentuado para K^+ e Mg^{2+} do que para Ca^{2+} . As estimativas de estoques de nutrientes para área de cerrado denso até 100 cm de profundidade encontram-se na Tabela 13. O estoque de fósforo disponível no solo (Mehlich I) é apenas 0,06 % do fósforo total no solo. O fósforo orgânico representa 13 % do fósforo total no solo (259 kg/ha).

Tabela 11. Estoque de nutrientes na biomassa subterrânea (raízes) para área com exclusão de fogo, cerrado denso, Reserva Ecológica do IBGE para diferentes profundidades. Dados em kg/ha, desvio padrão entre parênteses.

Prof.	Biomassa	N	P	K	Ca	Mg	S
cm.	-----kg/ha-----						
0-10	9620	43,6	3,6	19,6	30,3	9,0	6,0
	(3950)	(22,4)	(1,4)	(8,7)	(2,0)	(5,0)	(1,4)
10-50	11511	36,8	3,9	24,3	24,1	6,0	5,3
	(949)	(15,8)	(2,0)	(0,3)	(3,5)	(0,0)	(3,1)
50-100	4507	14,1	0,8	8,0	6,5	2,2	1,2
	(4042)	(8,3)	(0,5)	(7,4)	(5,8)	(1,9)	(0,8)
100-200	1071	4,5	0,3	1,7	2,6	1,1	0,4
	(421)	(2,3)	(0,1)	(0,0)	(0,1)	(0,5)	(0,0)
200-300	253	1,2	0,1	0,4	0,7	0,3	0,1
	(101)	(0,5)	(0,0)	(0,1)	(0,2)	(0,2)	(0,0)
300-400	282	1,2	0,0	0,4	0,9	0,2	0,1
	(129)	(0,8)	(0,0)	(0,1)	(0,2)	(0,1)	(0,0)
400-500	249	1,1	0,0	0,3	0,9	0,2	0,1
	(94)	(0,4)	(0,0)	(0,2)	(0,5)	(0,2)	(0,0)
500-600	78	0,4	0,0	0,1	0,5	0,1	0,0
	(22)	(0,1)	(0,0)	(0,0)	(0,4)	(0,0)	(0,0)
600-700	64	0,3	0,0	0,1	0,4	0,1	0,0
	(9)	(0,1)	(0,0)	(0,0)	(0,3)	(0,0)	(0,0)
700-800	13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	(0)	(0,0)	(0,0)	(0,0)	(0,0)	(0,0)	(0,0)
Total	27649	103,2	8,8	54,9	66,9	19,2	13,2
	(1446)	(33,4)	(2,9)	(1,7)	(1,8)	(1,9)	(3,7)

Tabela. 12. Caracterização do solo para área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE. Dados para diferentes profundidades entre 0-500 cm. Amostras coletadas em 05/98. Análises feitas no laboratório da Universidade da Georgia, P total são dados obtidos na Universidade de Brasília.

Profundidade cm	pH _(água)	pH _(CaCl2)	ΔpH	C %	N %	C/N	P		K ⁺ cmolc/kg	Ca ²⁺ cmolc/kg	Mg ²⁺ cmolc/kg
							Total μg/g	Mehlich I μg/g			
0-10	4,33 (0,09)	3,72 (0,09)	0,60 (0,02)	3,18 (0,06)	0,17 (0,01)	19	356 (29)	0,2 (0,1)	0,090 (0,013)	0,072 (0,004)	0,075 (0,007)
10-20	4,61 (0,02)	3,86 (0,07)	0,75 (0,06)	2,45 (0,18)	0,11 (0,01)	22	320 (23)	0,2 (0,1)	0,059 (0,009)	0,062 (0,006)	0,055 (0,005)
20-50	5,01 (0,05)	4,07 (0,04)	0,94 (0,02)	1,69 (0,07)	0,07 (0,01)	24	295 (14)	0,1 (0,1)	0,029 (0,01)	0,051 (0,007)	0,029 (0,009)
50-100	5,23 (0,09)	4,37 (0,05)	0,87 (0,06)	1,11 (0,06)	0,04 (0,00)	27	270 (12)	0,2 (0,2)	0,013 (0,001)	0,052 (0,003)	0,016 (0,002)
100-200	5,44 (0,07)	4,69 (0,13)	0,75 (0,13)	0,84 (0,06)	-	-	257 (10)	0,1 (0,0)	0,009 (0,004)	0,055 (0,005)	0,013 (0,004)
200-300	5,60 (0,05)	5,01 (0,12)	0,60 (0,13)	0,69 (0,01)	-	-	215 (5)	0,1 (0,0)	0,007 (0,001)	0,054 (0,001)	0,010 (0,002)
300-400	5,74 (0,08)	5,23 (0,02)	0,51 (0,06)	0,52 (0,03)	-	-	192 (8)	0,1 (0,0)	0,006 (0,001)	0,044 (0,006)	0,008 (0,001)
400-500	5,91 (0,11)	5,36 (0,02)	0,55 (0,09)	0,39 (0,03)	-	-	170 (15)	0,3 (0,4)	0,009 (0,004)	0,053 (0,010)	0,011 (0,003)

Tabela 13. Estimativa dos estoques de nutrientes no solo para P, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ disponíveis (Mehlich I), N e P total e P orgânico até 100 cm, área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE para 05/98. Densidade aparente do solo 0-10 cm = 0,66 g/cm², 10-20 cm = 0,68 g/cm², 20-50 cm = 0,68 g/cm², 50-100 = 0,74 g/cm².

Profundidade	N	P	P	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
	(total)	(total)	(orgânico)	(Mehlich I)			
cm	-----kg/ha-----						
0-10	1116	235	52	0,16	23	9	6
10-20	751	211	37	0,14	16	8	4
20-50	1367	705	81	0,26	23	21	7
50-100	1342	891	89	0,57	19	38	7
Total	4576	2042	259	1,14	81	77	25

Comparando-se os estoques na serapilheira com os estoques no solo, obtêm-se as seguintes razões, o N na serapilheira equivale a 3 % do total encontrado no solo, o P na serapilheira à 0,2 % do total no solo, o K na serapilheira à 13 % do disponível no solo, o Ca na serapilheira à 61 % no disponível no solo e o Mg na serapilheira à 51 % do disponível no solo. Os nutrientes N e P possuem grandes estoques no solo em relação ao encontrado na serapilheira, principalmente para P. Em relação aos nutrientes Ca, Mg e K a serapilheira passa a ter uma maior importância, em especial para o Ca.

Comparando-se os estoques no solo com os estoques em biomassa subterrânea obtêm-se as seguintes razões, o N na biomassa subterrânea (0-100 cm) equivale à 2 % do total encontrado no solo, P equivale à 0,4 % do total, K equivale à 64 %, Ca equivale à 79 % e Mg equivale à 69 %. Este padrão é semelhante ao encontrado para a relação serapilheira/solo, a não ser para o K. Como já havia sido mencionado, os estoques de K para a biomassa subterrânea são bem maiores que os encontrados na serapilheira.

Os estoques totais de nutrientes na biomassa (biomassa subterrânea somado a serapilheira) são maiores que os estoques de Ca e Mg disponíveis no solo (58 % e 55 %, respectivamente, do estoque total mensurado na biomassa). O estoque de K na biomassa igual a 44 % do estoque mensurado. A maior parte do estoque de N e P encontra-se no solo, com 99 % e 95 % do total, respectivamente.

3.3. Experimento de decomposição

A perda percentual de massa de serapilheira em função do tempo de permanência no campo das bolsas de decomposição é mostrada na Figura 4. O modelo de exponencial negativa foi adotada para descrever o processo de decomposição. O valor de "k" é a constante de decomposição, indicando a velocidade de decomposição. Quanto menor o valor de "k", mais lenta é a taxa de decomposição. O modelo da exponencial negativa permite a projeção da decomposição, permitindo o cálculo da meia vida da serapilheira. Para a área estudada foi encontrado um valor de 2,2 anos para que 50 % do material da serapilheira seja decomposto. Para o período de acompanhamento, a perda média percentual de biomassa ao término de 385 dias foi de 32 %.

As concentrações de K (ANOVA, $F=68,9$, $P<0,05$) e Mg (ANOVA, $F=4,3$, $P<0,05$) sofreram reduções ao longo do tempo (Figura 5). A concentração de Ca (ANOVA, $F=3,2$, $P<0,05$) manteve-se comparando-se o tempo inicial e o final. As concentrações de P (ANOVA, $F=4,1$, $P<0,05$) e S (ANOVA, $F=5,4$, $P<0,05$) aumentaram significativamente. A concentração de N, apesar da ausência de modificações significativas nas concentrações ao longo do tempo, apresenta uma tendência de aumento ao longo do tempo.

Avaliando 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 76 % (Figura 6). Os elementos Mg e Ca sofreram uma redução de 43 % e de 32 %, respectivamente. Já os elementos P, N e S tiveram as menores reduções, 21 %, 17 % e 11%, respectivamente. Os elementos K e Mg tiveram uma perda percentual maior que a de massa de serapilheira enquanto a perda percentual de Ca foi a mesma que a perda de massa de serapilheira (32 %). Um padrão de retenção na serapilheira ao longo do processo de decomposição foi observado para P, S e N pois as perdas percentuais foram menores que a de massa de serapilheira. As estimativas de fluxos a partir das taxas de decomposição, e os estoques da serapilheira para a fração >25 mm para área de cerrado denso encontram-se na Tabela 14..

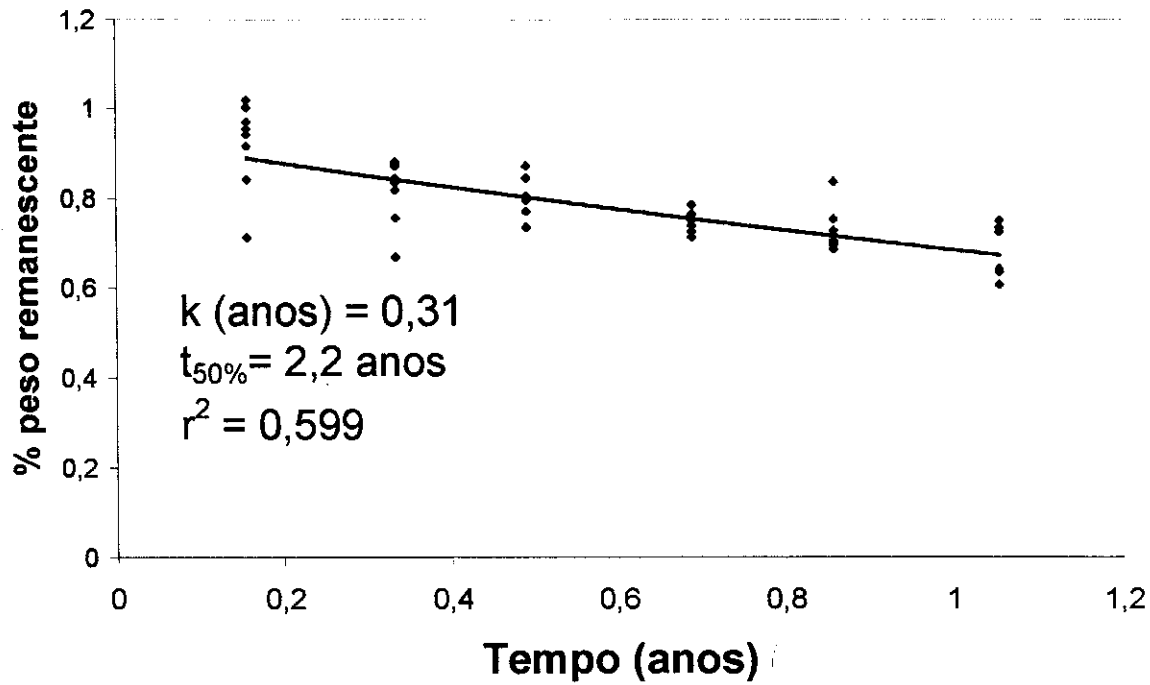


Figura 4. Perda percentual de peso seco em função do tempo de permanência no campo. Modelo da exponencial negativa. O valor "k" é a constante de decomposição e $t_{50\%}$ é o tempo de decomposição de 50 % do peso inicial de serapilheira. Área de cerrado denso da RECOR, período de 08/99 à 11/00.

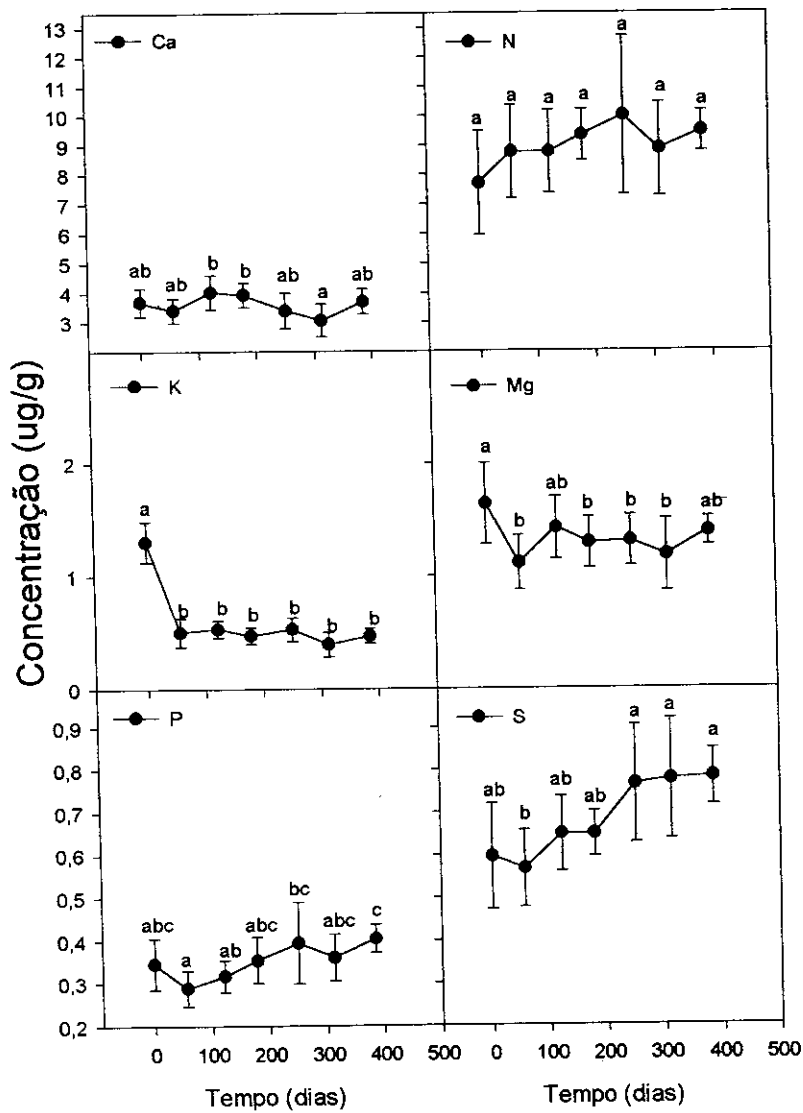


Figura 5. Variação na concentração de nutrientes ao longo do tempo, experimento de decomposição, os nutrientes apresentados são Ca, N, K, Mg, P e S. Reserva Ecológica do IBGE área de cerrado denso com exclusão de fogo, período de 08/99 à 11/00. As letras associadas a cada média de concentração indicam se as diferenças entre as médias ao longo do tempo são significativa a nível de 5%. Barras verticais indicam desvio padrão.

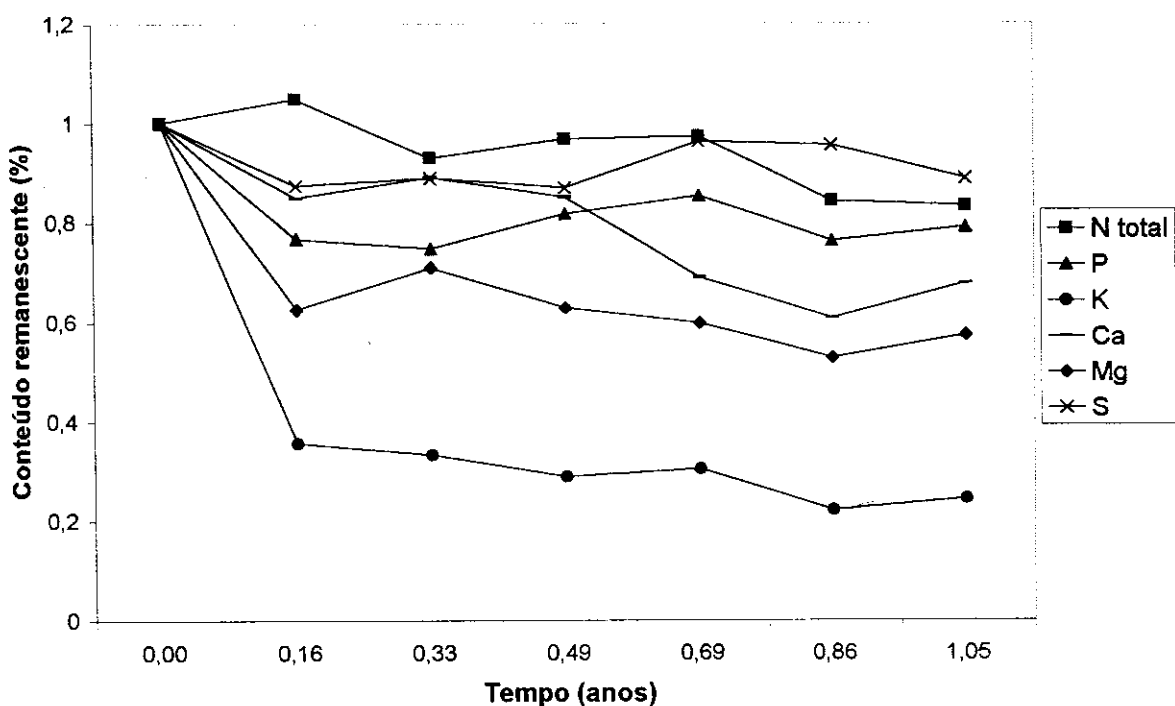


Figura 6. Estimativas das perdas percentuais em massa dos nutrientes, levando em consideração a média da concentração e a média de perda de peso seco. Área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE, período de 08/99 à 11/00.

Tabela 14. Estimativa de fluxo de nutrientes a partir da serapilheira para área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE. Dados de estoque de serapilheira para o ano de 1999 para a fração >25 mm e decomposição para os anos de 1999 e 2000.

	N	P	K	Ca	Mg	S
estoque >25 mm (kg/ha)	48,6	1,6	6,0	23,1	7,0	3,1
taxa de decomposição anual (%)	17	21	76	32	43	11
Fluxo kg/ha/ano	8,3	0,3	4,6	7,4	3,0	0,3

3.4. Fluxos de nutrientes

3.4.1 Deposição atmosférica

As taxas pluviométricas para o cerrado apresentam sazonalidade, com uma pronunciada estação seca entre o período de abril e agosto (Figura 7). O mês com maior pluviosidade em 1999 foi novembro (300 mm), enquanto que em 1998 foi fevereiro (350 mm). A estação seca para o ano de 1998 foi mais prolongada do que em 1999.

A concentração de nutrientes tem uma relação inversa ao volume total coletado ou seja, quanto maior o volume coletado menor é a concentração de nutrientes. Isto é demonstrado na relação inversa entre a condutividade e o volume coletado ($r = -0,68$; $P < 0,05$, correlação de Spearman).

Em 1999, os valores mais altos de concentração encontrados ocorrem nas primeiras chuvas após a estação seca (Figura 8). Este padrão só não ocorreu para NO_3^- , cuja concentração teve picos ao longo de todo o ano. Os valores de concentração de P estiveram na quase totalidade, abaixo de $4 \mu\text{g/l}$. A concentração de NH_4^+ é mais alta que a de P, mas

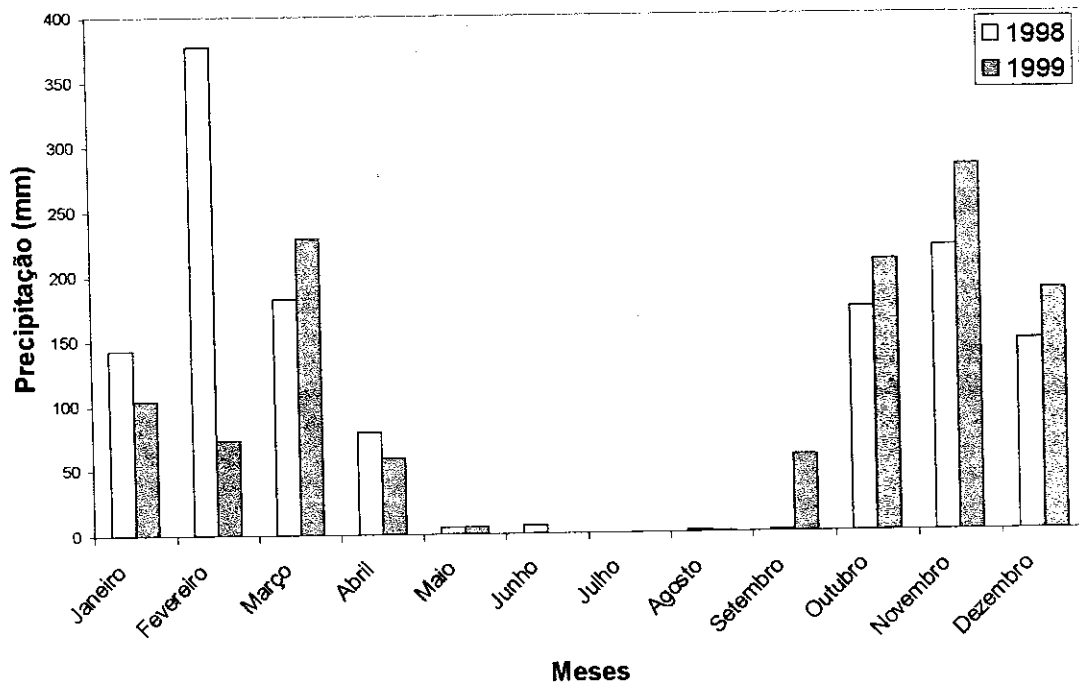


Figura 7. Dados pluviométricos da Reserva Ecológica do IBGE para os anos de 1998 e 1999.

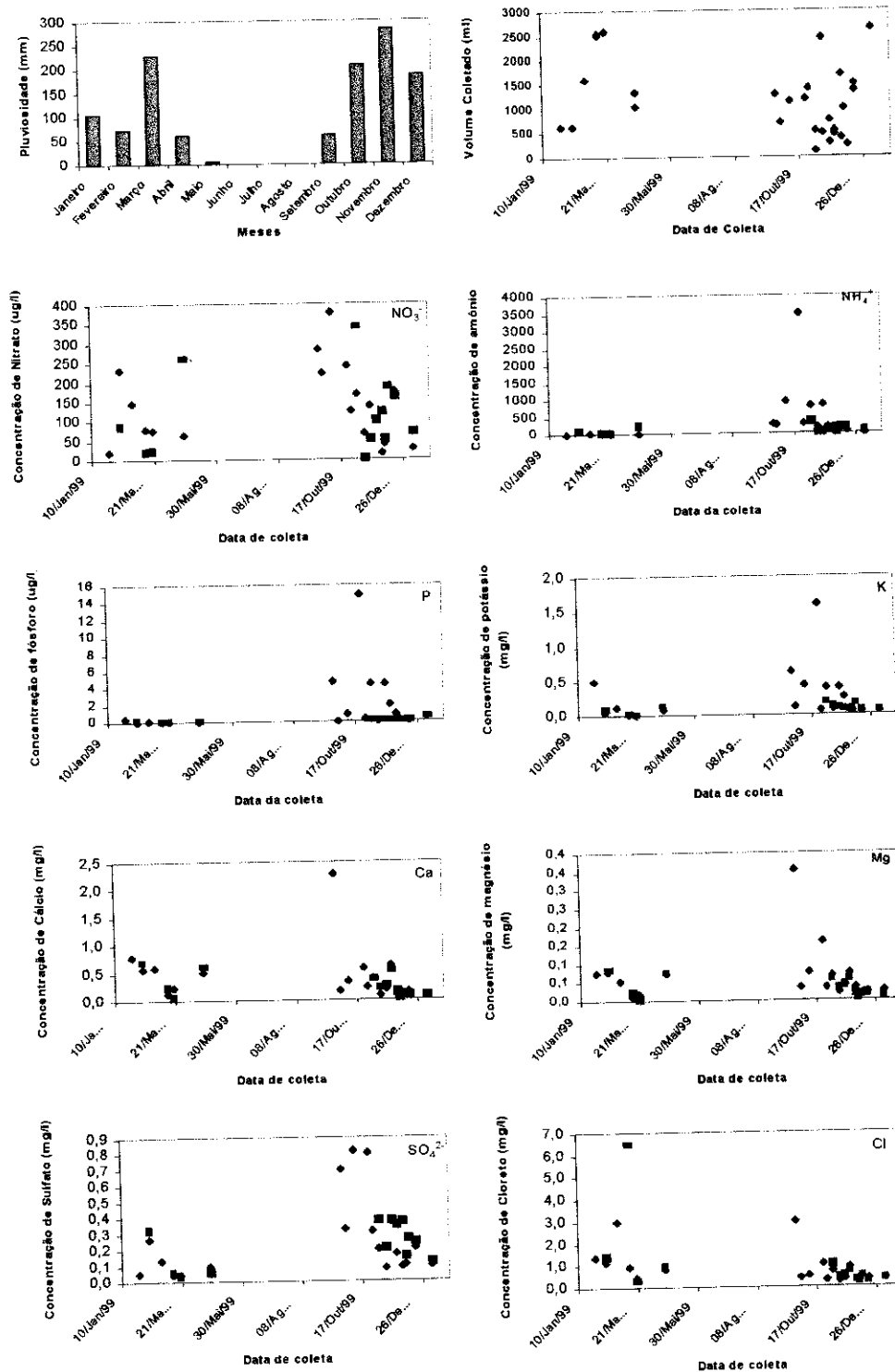


Figura. 8 Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de deposição atmosférica, em uma área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE, para o ano de 1999. A cor azul indica coletor 1 e a rosa o coletor 2.

os valores estiveram na maioria abaixo de 1 mg/l, com valor máximo de 3,5 mg/l. Em relação ao NO_3^- as concentrações estiveram sempre abaixo de 0,4 mg/l. A concentração de Cl^- , para a maioria das amostras, esteve abaixo de 2 mg/l, com valor máximo de 6,0 mg/l. A concentração de SO_4^{2-} chega a 0,8 mg/l, mas a maioria dos valores esteve abaixo de 0,4 mg/l. A concentração de Ca^{2+} esteve em torno de 0,7 mg/l ao longo de todo ano, somente um valor encontrado após a estação seca alcançou 2,2 mg/l. A concentração de Mg^{2+} para a maioria das amostras esteve abaixo de 0,1 mg/l, com o maior valor de 0,4 mg/l. Para K^- os valores estão abaixo de 0,6 mg/l, com valor máximo de 1,6 mg/l.

A concentração média de P foi a mais baixa e a de Cl^- foi a mais alta (Tabela 15). Os fluxos de Ca^{2+} e K^+ foram 3,59 e 1,53 kg/ha/ano, respectivamente (Tabela 16). Os fluxos de NO_3^- e NH_4^+ foram de 1,36 e 2,34 kg/ha/ano, respectivamente, totalizando uma deposição de 2,24 kg/ha/ano de N inorgânico. Somando-se 2,0 kg/ha/ano de N orgânico, a deposição total de N é igual a 4,24 kg/ha/ano. A deposição de P foi de 0,01 kg/ha/ano, a menor entre os elementos apresentados. A deposição de Mg^{2+} foi de 0,50 kg/ha/ano sendo maior apenas do que a de P. A deposição de SO_4^{2-} foi de 2,17 kg/ha/ano, o que perfaz 0,72 kg/ha/ano de S. Entre os elementos não considerados essenciais, os fluxos de Cl^- e Na^+ , foram de 14,6 e 1,22 kg/ha/ano, respectivamente.

Os fluxos de P via deposição atmosférica são pouco representativos em relação aos estoques de fósforo na biomassa e no solo. O fluxo de P através da deposição atmosférica é igual 0,2 % do estoque da serapilheira e 0,7 % do fósforo disponível (Mehlich I) até 100 cm de profundidade. Com relação a N, ocorre um aumento da importância da deposição atmosférica em comparação ao P, pois a deposição atmosférica equivale a 3,4 % do estoque presente na serapilheira mas menos de 0,1 % do N total do solo. O fluxo de Ca^{2+} via deposição atmosférica equivale a 8 % do elemento presente na serapilheira, e a 5 % do Ca^{2+} disponível no solo. A deposição atmosférica de Mg^{2+} é equivalente a 4 % do presente na serapilheira e a 2 % do disponível no solo. A deposição atmosférica de K^+ é igual a 15 % do estoque da serapilheira, e a 2 % do disponível no solo. Pode-se dizer com relação aos ciclos dos elementos Ca, Mg e K que a deposição atmosférica é mais representativa em relação aos estoques destes elementos no solo e serapilheira, quando comparado ao P e N.

Tabela 15. Concentração média de nutrientes em amostras de chuva para os coletores 1 e 2 na Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. As médias estão ponderadas pelo volume coletado.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2
	N = 13	N = 19
------($\mu\text{g/l}$)-----		
NO_3^-	106,0	118,7
NH_4^+	79,5	308,0
$\text{N}_{\text{orgânico}}$	216,7	120,5
P	0,0	1,4
K^+	51,7	201,1
Ca^{2+}	202,3	393,0
Mg^{2+}	25,1	57,9
SO_4^{2-}	139,9	219,4
Cl^-	1574,1	839,4
Na^+	76,4	125,7

Tabela 16. Fluxos de nutrientes para deposição atmosférica calculados a partir da média ponderada da concentração de nutrientes. Coletores 1 e 2. Amostras coletadas na Reserva Ecológica do IBGE. A precipitação atmosférica em 1999 foi estimada em 1206,6 mm de chuva. Erro padrão entre parênteses.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2	Fluxo médio
NH ₄ ⁺	0,96	3,72	2,34 (1,38)
NO ₃ ⁻	1,28	1,43	1,36 (0,08)
N _{orgânico}	2,6	1,4	2,0 (0,6)
P	0,000	0,016	0,008 (0,008)
K ⁺	0,62	2,43	1,53 (0,90)
Ca ²⁺	2,44	4,74	3,59 (1,15)
Mg ²⁺	0,30	0,70	0,50 (0,20)
SO ₄ ²⁻	1,69	2,65	2,17 (0,48)
Cl ⁻	18,99	10,13	14,56 (4,43)
Na ⁺	0,92	1,52	1,22 (0,30)

3.4.2. Lixiviação de dossel

Como padrão geral, as concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação do dossel ao longo do ano de 1999 são mais elevadas nas amostras coletadas após a seca (que ocorre entre abril-agosto) (Figura 9). As concentrações de P estão na sua maioria abaixo de 5 µg/l, o maior valor encontrado foi de 24 µg/l. As concentrações de NH₄⁺ estão na sua maioria abaixo de 5 µg/l, o maior valor encontrado foi de 24 µg/l. Para a maioria das coletas, as concentrações de NO₃⁻ foram abaixo de 200 µg/l e após a estação seca encontraram-se as maiores concentrações (entre 300 e 600 µg/l). As concentrações de Cl⁻ estão, na sua maioria, abaixo de 5 mg/l, os maiores valores se referem a fevereiro, com valor máximo de 28 mg/l. As concentrações de SO₄²⁻ atingiram até 0,8 mg/l enquanto que a concentração de Ca²⁺ na maioria das amostras atingiu até 1,0 mg/l (valor máximo de 2,0 mg/l). As concentrações de Mg²⁺ foram na sua maioria até 0,4 mg/l (valor máximo de 1,4 mg/l). A concentração de K⁺ nas amostras de lixiviação do dossel na sua maioria encontrou-se abaixo de 1,5 mg/l.

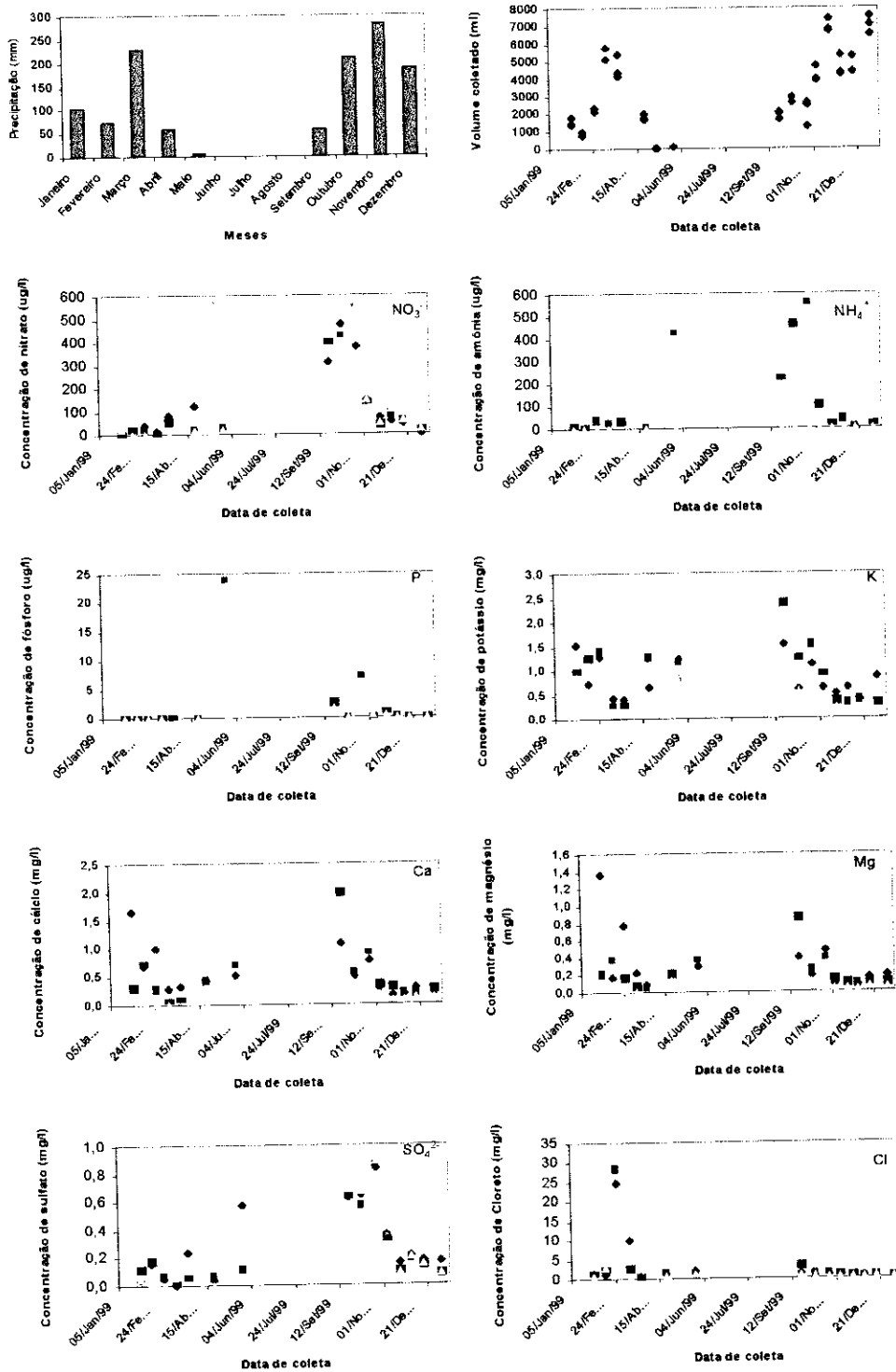


Figura 9. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de dossel ao longo do ano de 1999, em área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Em azul coletor 1, em rosa coletor 2 e em amarelo coletor 3.

Os dados de concentração de nutrientes para lixiviação de dossel para área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE, estão apresentados na Tabela 17. As concentrações estão ponderadas pelo volume coletado. As menores concentrações são encontradas para P, com média igual a 0,4 µg/l. As maiores concentrações foram as de Cl⁻ com 1810 µg/l de média. Para os fluxos de nutrientes (Tabela 18) encontrou-se a seguinte ordem Cl⁻ >> K⁺ > Ca²⁺ > N_{total} > SO₄²⁻ > Mg²⁺ > Na⁺ >> P. Com uma deposição de N total igual a 4,21 kg/ha/ano e de S igual a 0,96 kg/ha/ano.

3.4.3. Lixiviação da serapilheira

As concentrações de nutrientes no lixiviado de serapilheira para área de cerrado denso sem queima foram maiores após o período de seca, como padrão geral (Figura 10). As concentrações de P estão abaixo de 10 µg/l, o pico ocorre para uma amostra de janeiro com valor em torno de 43 µg/l (baixo volume coletado). A concentração de NH₄⁺ na maioria das amostras esteve abaixo de 1 mg/l (valor máximo de 5 mg/l).

As concentrações encontradas para NO₃⁻ no lixiviado da serapilheira estão abaixo de 1 mg/l. As concentrações de Cl⁻ apresentam-se abaixo de 6,0 mg/l com valor máximo de 13 mg/l. A concentração de SO₄²⁻ esteve na maioria das amostras abaixo de 1 mg/l, com valor máximo de 2 mg/l. A concentração de Ca²⁺ esteve abaixo de 1,5 mg/l com valor máximo de 4,0 mg/l. As concentrações encontradas para o Mg²⁺ estiveram na maioria das amostras abaixo de 2 mg/l, com maior valor em torno de 5,0 mg/l e a concentração de K⁺ foi menor que 5 mg/l na maioria das amostras, com valor máximo de 20 mg/l.

Os dados de concentração média de nutrientes para lixiviação da serapilheira estão apresentados na Tabela 19. As concentrações estão ponderadas com o volume coletado. As menores concentrações foram encontradas para P com 2,5 µg/l. As maiores concentrações foram encontradas para K⁺ com 2262 µg/l. Com relação aos fluxos na serapilheira (Tabela 20) encontra-se a seguinte ordem de magnitude do fluxo de nutrientes, K⁺ > Cl⁻ >> N_{total} > Mg²⁺ > Ca²⁺ > SO₄²⁻ > Na⁺ >> P. O fluxo de N total da serapilheira para o solo foi de 9,3 kg/ha/ano.

Tabela 17: Concentração média de nutrientes em coletas de lixiviação de dossel para área de cerrado denso "sem fogo" da Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. Média ponderada pelo volume coletado. Amostras coletadas em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, concentrações em $\mu\text{g/l}$, erro padrão entre parênteses.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2	Coletor 3	Média
----- $\mu\text{g/l}$ -----				
NO_3^-	101	104	104	103 (1)
NH_4^+	76	88	96	85 (5)
$\text{N}_{\text{orgânico}}$	278	262	176	223 (30)
P	0,4	0,6	0,2	0,4 (0,1)
K^+	698	684	259	547 (144)
Ca^{2+}	414	362	146	307 (82)
Mg^{2+}	237	171	73	160 (48)
SO_4^{2-}	238	197	199	211 (13)
Cl^-	2660	2282	487	1810 (670)
Na^+	85	72	67	75 (1)

Tabela 18: Fluxos de nutrientes para lixiviação de dossel para área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Valores calculados a partir da média ponderada da concentração de nutrientes para o ano de 1999. Amostras coletadas em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, fluxos em kg/ha/ano, erro padrão entre parênteses.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2	Coletor 3	Média
-----kg/ha/ano-----				
NO ₃ ⁻	1,45	1,45	1,30	1,40 (0,05)
NH ₄ ⁺	1,09	1,24	1,16	1,16 (0,04)
N _{orgânico}	4,0	3,0	2,2	3,1 (0,9)
P	0,006	0,009	0,003	0,006 (0,0002)
K ⁺	10,06	9,58	3,24	7,63 (2,20)
Ca ²⁺	5,96	5,08	1,83	4,29 (1,26)
Mg ²⁺	3,42	2,40	0,91	2,24 (0,73)
SO ₄ ²⁻	3,42	2,76	2,48	2,89 (0,28)
Cl ⁻	38,31	31,98	6,10	25,46 (9,85)
Na ⁺	1,22	1,01	0,84	1,02 (0,11)

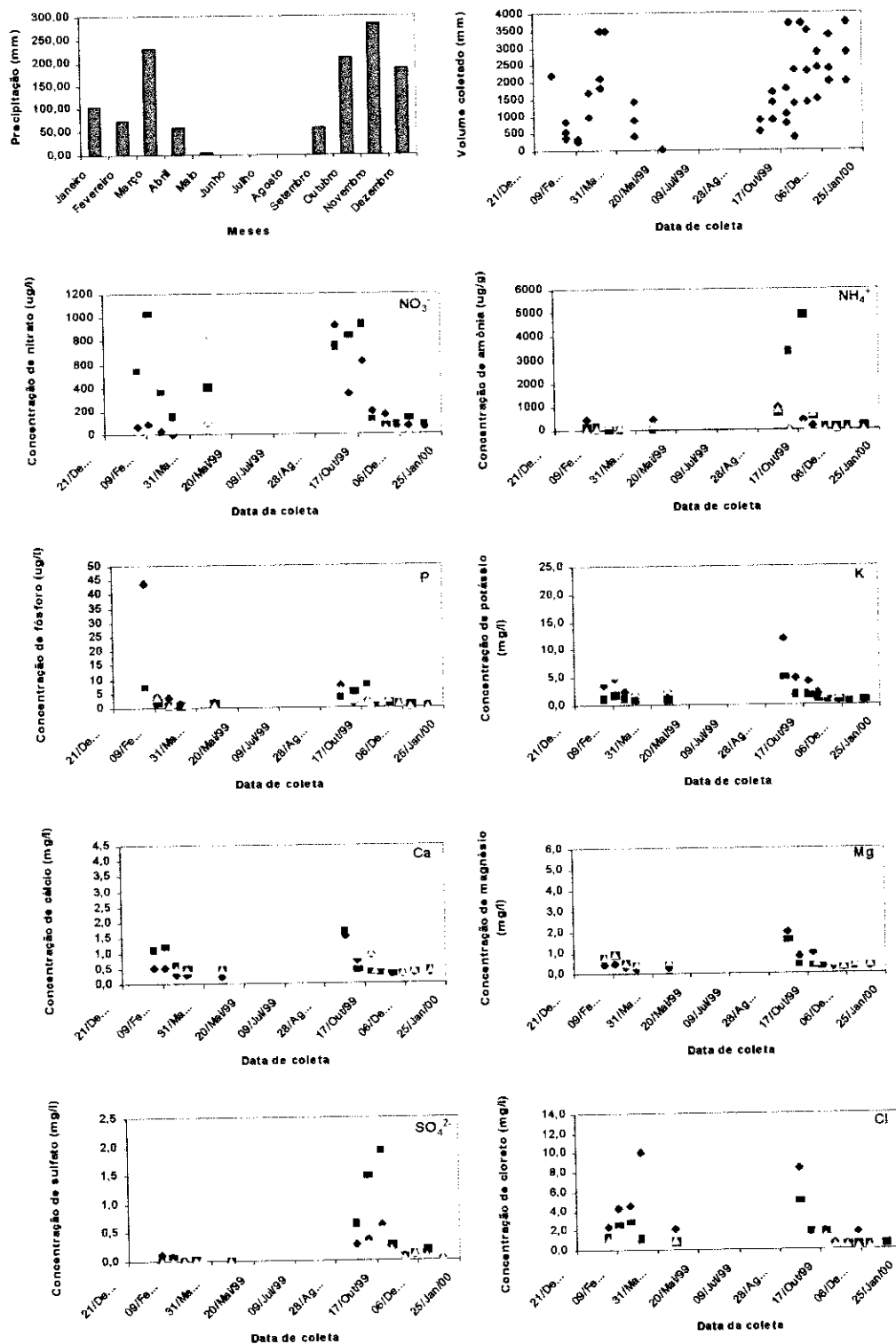


Figura 10. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de serapilheira ao longo do ano de 1999, em área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Símbolo azul indica o coletor 1, símbolo rosa o coletor 2 e símbolo amarelo o coletor 3.

Tabela 19: Concentração média de nutrientes em coletas de lixiviação da serapilheira para o ano de 1999. Média ponderada pelo volume coletado. Amostras coletadas na Reserva Ecológica do IBGE em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, erro padrão entre parênteses, concentração em $\mu\text{g/l}$.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2	Coletor 3	Média
----- $\mu\text{g/l}$ -----				
NO_3^-	154	269	63	162 (60)
NH_4^+	102	622	80	268 (177)
$\text{N}_{\text{orgânico}}$	439	649	649	579 (70)
P	3,1	2,1	2,4	2,5 (0,3)
K^+	2148	1264	3375	2262 (612)
Ca^{2+}	431	453	569	484 (43)
Mg^{2+}	429	383	722	511 (106)
SO_4^{2-}	132	308	107	182 (63)
Cl^-	2588	1088	2051	1909 (439)
Na^+	75	77	76	76 (0)

Tabela 20: Fluxos de nutrientes para lixiviação de serapilheira para área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE. Valores calculados a partir da média ponderada da concentração de nutrientes para o ano de 1999. Amostras coletadas em três pontos de coleta diferentes, Coletores 1, 2 e 3, fluxos em kg/ha/ano, erro padrão entre parênteses.

Nutriente	Coletor 1	Coletor 2	Coletor 3	Média
-----kg/ha/ano-----				
NO ₃ ⁻	1,13	2,66	1,06	1,62 (0,52)
NH ₄ ⁺	0,75	6,15	1,35	2,75 (1,7)
N _{orgânico}	3,2	6,4	10,9	6,8 (2,2)
P	0,023	0,021	0,041	0,028 (0,006)
K ⁺	15,77	12,49	56,70	28,32 (14,2)
Ca ²⁺	3,17	4,48	9,56	5,73 (2,0)
Mg ²⁺	3,15	3,78	12,12	6,35 (2,9)
SO ₄ ²⁻	0,88	2,77	2,15	1,93 (1,0)
Cl ⁻	18,20	10,75	34,46	21,40 (7,0)
Na ⁺	0,55	0,76	1,28	0,86 (0,2)

3.4.4 Concentrações de nutrientes na solução do solo

Na Figura 11 encontram-se as concentrações de nutrientes na solução do solo a 25 cm de profundidade. As concentrações de P são todas iguais a zero, a não ser por duas amostras com valor de 6 µg/l coletadas logo após a seca. Os valores de concentração de NH₄⁺ tem valor máximo de 150 µg/l, com média de 34 µg/l. O NO₃⁻ apresenta as concentrações maiores após a seca, com valor máximo e 700 µg/l, e média de 109 µg/l. Para Cl⁻ o valor máximo de concentração foi de 7,0 mg/l, com média de 1,8 mg/l. O SO₄²⁻ apresentou concentração média de 191 µg/l, com valor máximo de 1400 µg/l. O Ca²⁺

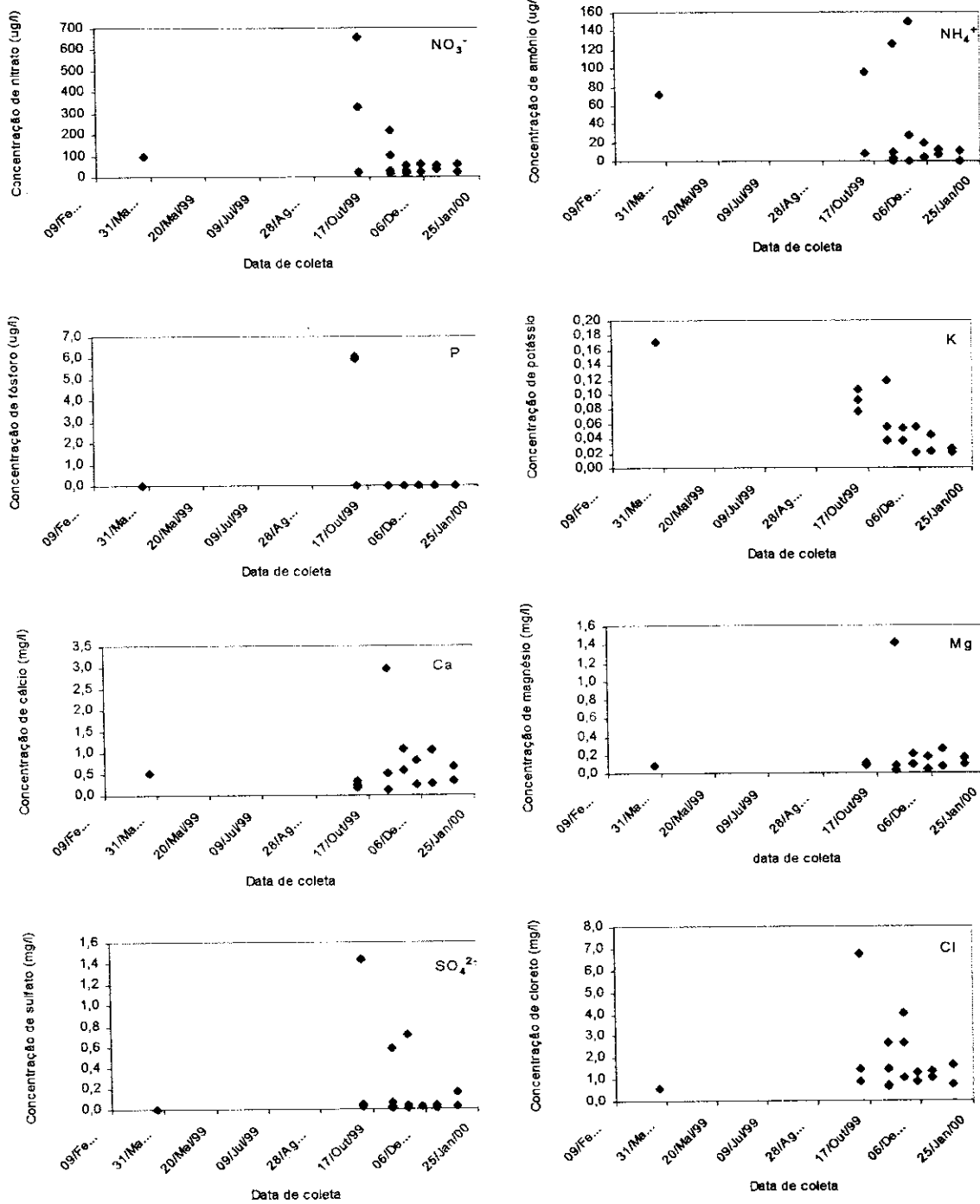


Figura 11. Variação temporal das concentrações nas amostras de lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade, em área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999.

apresentou concentração média de 665 $\mu\text{g/l}$, com valor máximo de 3000 $\mu\text{g/l}$. O Mg^{2+} apresentou média de concentração de 203 $\mu\text{g/l}$, com valor máximo de 1400 $\mu\text{g/l}$. O K^+ apresenta concentração na solução do solo com média de 63 $\mu\text{g/l}$.

Para as concentrações de solução do solo a 100 cm de profundidade (Figura 12), as concentrações de P nas amostras foram sempre iguais a zero. As concentrações de NH_4^+ tem média igual 8 $\mu\text{g/l}$, quatro vezes menor que a solução do solo a 25 cm. As concentrações de NO_3^- apresentaram média de 65 $\mu\text{g/l}$, quase a metade da concentração em 25 cm de profundidade. A concentração de Cl^- na solução do solo à 100 cm teve média igual a 0,8 mg/l. O SO_4^{2-} apresentou a concentração média de 87 $\mu\text{g/l}$ a metade do valor da solução do solo à 25 cm de profundidade. A concentração de Ca^{2+} também cai para a metade do valor com média igual a 278 $\mu\text{g/l}$. Os valores de K^+ e Na^+ não apresentaram diferenças para as profundidades com os valores médios de 65 $\mu\text{g/l}$ e 356 $\mu\text{g/l}$, respectivamente.

3.4.5. Comparação entre deposição atmosférica, lixiviação de dossel e lixiviação de serapilheira

A comparação dos fluxos para cada nutriente nos diferentes componentes está apresentada nas Figuras 13 e 14, tendo sido feita apenas como tendência. O fluxo de NO_3^- não sofre alterações entre os componentes (Figura 13). O fluxo de NH_4^+ tem a média para lixiviação do dossel menor, indicando uma provável retenção. Um aumento do fluxo de $\text{N}_{\text{orgânico}}$ ocorre no dossel, equivalente a 1,0 kg/ha/ano, e pela serapilheira de 3,7 kg/ha/ano. O fluxo de N total atribuído ao lixiviado da serapilheira é igual a 5,1 kg/ha/ano. O nutriente com menor fluxo é o P, com um acréscimo de 0,02 kg/ha/ano na passagem da solução pela serapilheira (Figura 14). O fluxo de Mg^{2+} apresenta um acréscimo na passagem pelo dossel de 1,74 kg/ha/ano, e ao passar pela serapilheira de 4,1 kg/ha/ano. O fluxo de SO_4^{2-} não apresenta grandes modificações na passagem pela dossel e serapilheira,

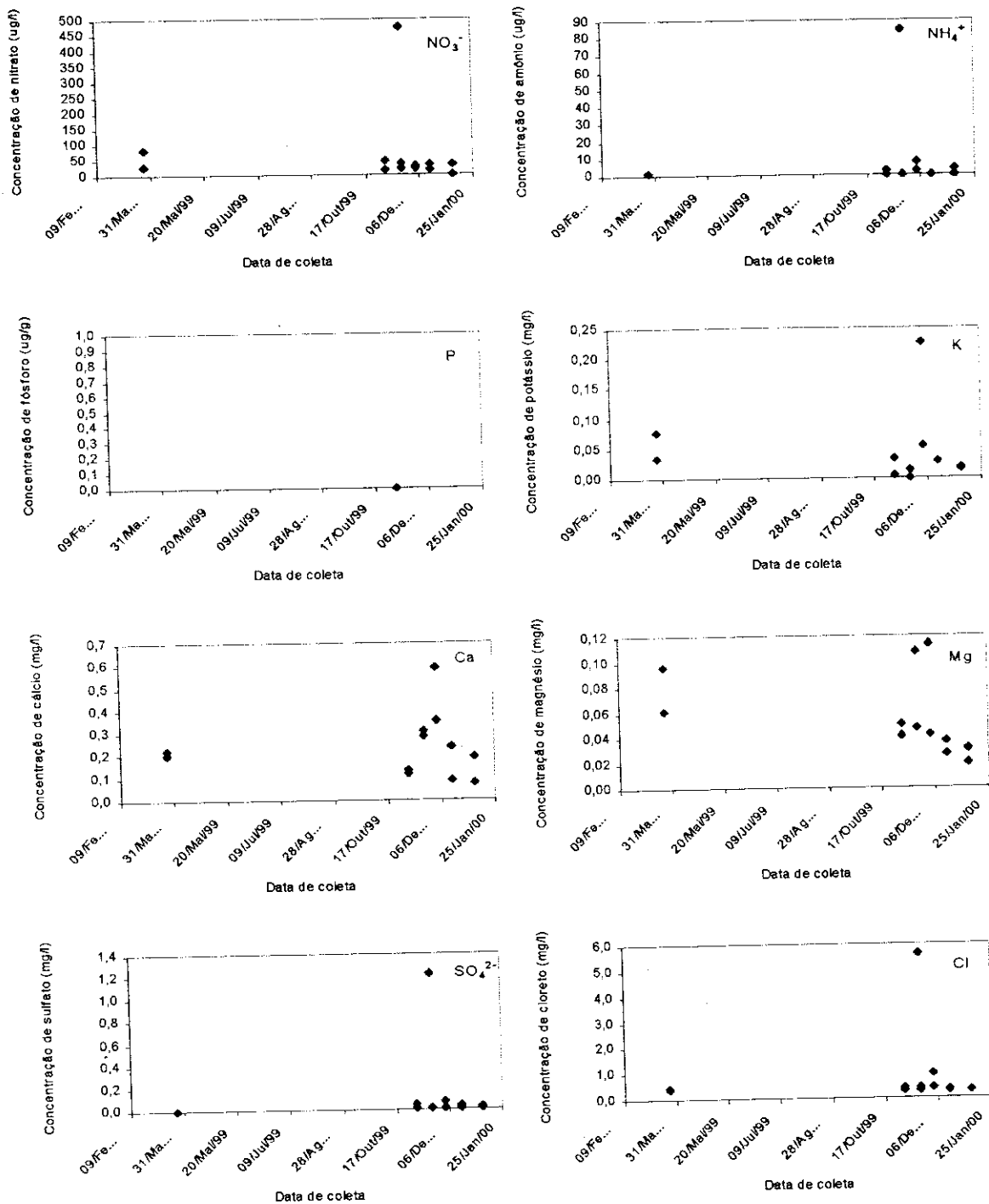


Figura 12. Variação temporal das concentrações nas amostras de lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade, em área de cerrado denso sem queima da Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999.

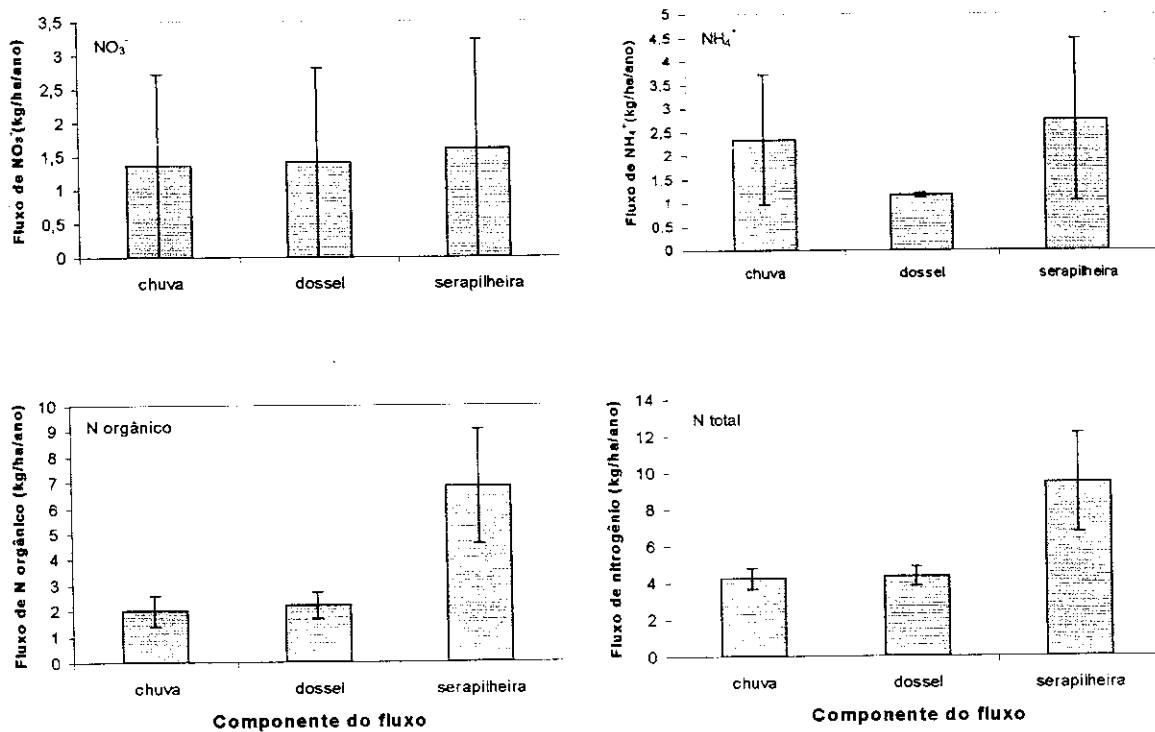


Figura 13. Comparação dos fluxos de nitrogênio em suas diferentes formas, na deposição atmosférica, lixiviação de dossel e lixiviação de serapilheira para a Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. Barras verticais indicam erro padrão.

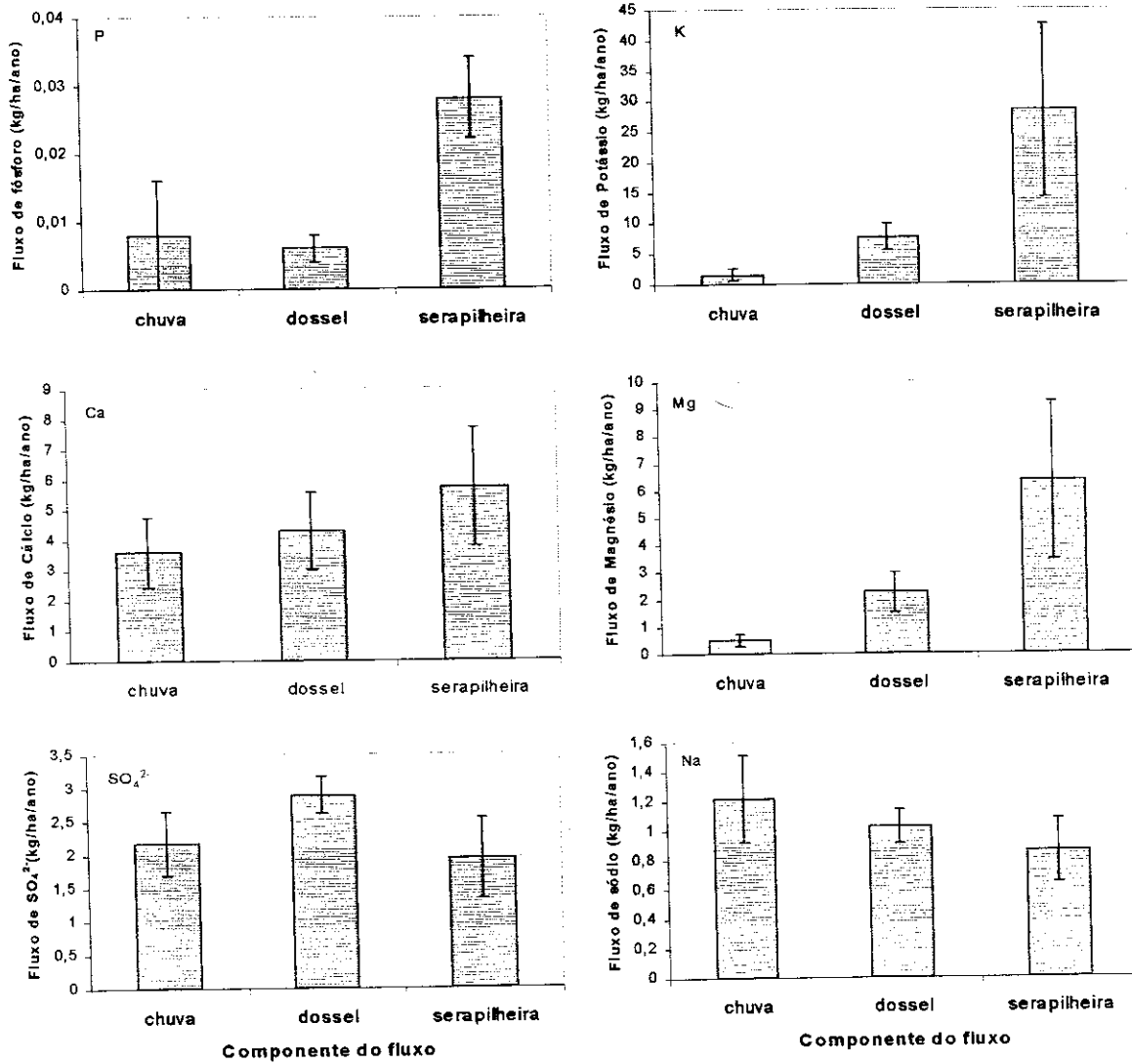


Figura 14. Comparação dos fluxos de nutrientes (exceto N) para deposição atmosférica, lixiviação de dossel e lixiviação de serapilheira para a Reserva Ecológica do IBGE para o ano de 1999. Barras verticais indicam erro padrão.

apresentando valores muito próximos. O fluxo de K^+ apresenta valores crescentes na passagem pelo dossel de 6,1 kg/ha/ano e ao passar pela serapilheira de 20,7 kg/ha/ano. O fluxo de Ca^{2+} apresentou aumentos menos expressivos que K^+ e Mg^{2+} , pois a passagem pelo dossel aumenta o fluxo em 0,7 kg/ha/ano e pela serapilheira de 1,4 kg/ha/ano.

Os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ apresentaram aumentos crescentes na passagem pelos compartimentos dossel e serapilheira, enquanto as formas inorgânicas de N não sofreram modificações. O fluxo de N sofre incrementos marcantes na forma orgânica.

3.5. Modificações causadas pela queimada nos estoques e fluxos de nutrientes

3.5.1. Estoques

Em ordem de importância em termos de estoque de nutrientes na serapilheira para a área de queima quadrienal temos $N > Ca > Mg > K > S > P$ (Tabela 21). A comparação dos estoques da serapilheira entre a área de cerrado com exclusão de queima e a área de queima quadrienal, possibilitou quantificar os efeitos da queimada sobre os estoques de nutrientes da serapilheira. O regime de queimada a cada quatro anos determinou uma redução em relação ao N de 70 kg/ha, Ca de 17,4 kg/ha, para K de 7,2 kg/ha, para Mg de 7,4 kg/ha, para P de 2,6 kg/ha e S de 4,7 kg/. Os valores de concentração para material combustível e cinzas variaram de maneira diferente para cada nutriente (Tabela 22). Como padrão geral, as concentrações dos nutrientes nas cinzas aumentaram em relação as concentrações encontradas no material combustível, a única exceção foi K. As perdas de K, S, N, Ca, Mg e P devido à queimada (comparação entre material combustível e cinzas) foram 80 %, 70 %, 53 %, 49 %, 59 % 37 %, respectivamente (Tabela 23).

Tabela 21. Estimativas do estoque de nutrientes na serapilheira na área quadrienal modal em 06/99 para as diferentes frações de tamanho. Reserva Ecológica do IBGE. Valores em kg/ha do nutriente.

Fração	N	P	K	Ca	Mg	S
-----kg/ha-----						
<2mm	10,5	0,5	0,3	1,4	0,5	0,5
2<x<25mm	23,0	0,9	1,6	8,7	2,1	1,7
>25mm	19,7	0,7	2,3	9,5	2,8	1,3
Total	53,2	2,0	4,3	19,5	5,4	3,5

Tabela 22. Concentração média de nutrientes encontrados para material combustível e cinzas para área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE. Queima de 08/99. Concentração dos nutrientes em g/kg. Desvio padrão entre parênteses. Letras diferentes indicam diferenças significativas a nível de 5 % Teste de Kruskal-Wallis seguido por um teste de Tukey.

Componente	N	P	K	Ca	Mg	S
-----g/kg-----						
Estrato arbóreo: folhas	7,92 ab (1,11)	0,48 a (0,08)	4,06 a (0,79)	3,95 bc (1,74)	2,07 a (0,26)	0,62 a (0,07)
Estrato arbóreo: ramos	4,49 c (0,78)	0,25 b (0,08)	3,17 a (1,13)	2,62 c (1,07)	1,12 b (0,44)	0,40 b (0,10)
Estrato herbáceo	6,29 b (2,30)	0,23 b (0,06)	1,87 b (0,88)	4,31 b (1,86)	1,41 b (0,36)	0,46 b (0,15)
Cinzas	11,29 a (2,39)	0,60 a (0,09)	1,65 b (0,37)	8,07 a (1,96)	2,24 a (0,29)	0,54 a (0,11)

Tabela 23. Estoques de nutrientes no material combustível, já descontados os valores de material combustível não queimado, e cinzas na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, queima ocorrida em agosto de 1999, dados em kg/ha, desvio padrão entre parênteses.

Componente	Biomassa	N	P	K	Ca	Mg	S
-----kg/ha-----							
antes do fogo:							
Estrato arbóreo folhas	831	6,58 (0,92)	0,40 (0,07)	3,38 (0,65)	3,28 (1,44)	1,72 (0,22)	0,52 (0,05)
Estrato arbóreo ramos	219	0,98 (0,17)	0,05 (0,02)	0,69 (0,25)	0,57 (0,23)	0,25 (0,10)	0,09 (0,02)
Estrato herbáceo	6384	40,2 (14,6)	1,45 (0,38)	12,0 (5,61)	27,5 (11,9)	9,02 (2,27)	2,96 (0,93)
Total material combustível	7434	47,7	1,90	16,0	31,3	11,0	3,57
depois do fogo:							
Cinzas	1990 (1108)	22,4 (12,9)	1,20 (0,71)	3,21 (1,76)	16,1 (9,55)	4,55 (3,03)	1,07 (0,64)
Perda (%)	73	53	37	80	49	59	70

3.5.2 Modificações nos fluxos

As concentrações de NH_4^+ , P e SO_4^{2-} no lixiviado de dossel para área de queima quadrienal aumentaram em relação a área sem queima (Figura 15), enquanto as de Mg^{2+} , Ca^{2+} e K^+ praticamente não diferiram entre as áreas.

As concentrações de P, SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ no lixiviado de serapilheira da área de queima quadrienal (Figura 16) aumentaram em relação a área sem queima (Figura 10). As concentrações de NO_3^- encontraram-se abaixo de 0,6 mg/l, com valor máximo de 1,8 mg/l, ocorrendo uma redução das concentrações após a estação seca. As concentrações de NH_4^+ estiveram abaixo de 0,4 mg/l, com valor máximo de 1,4 mg/l.

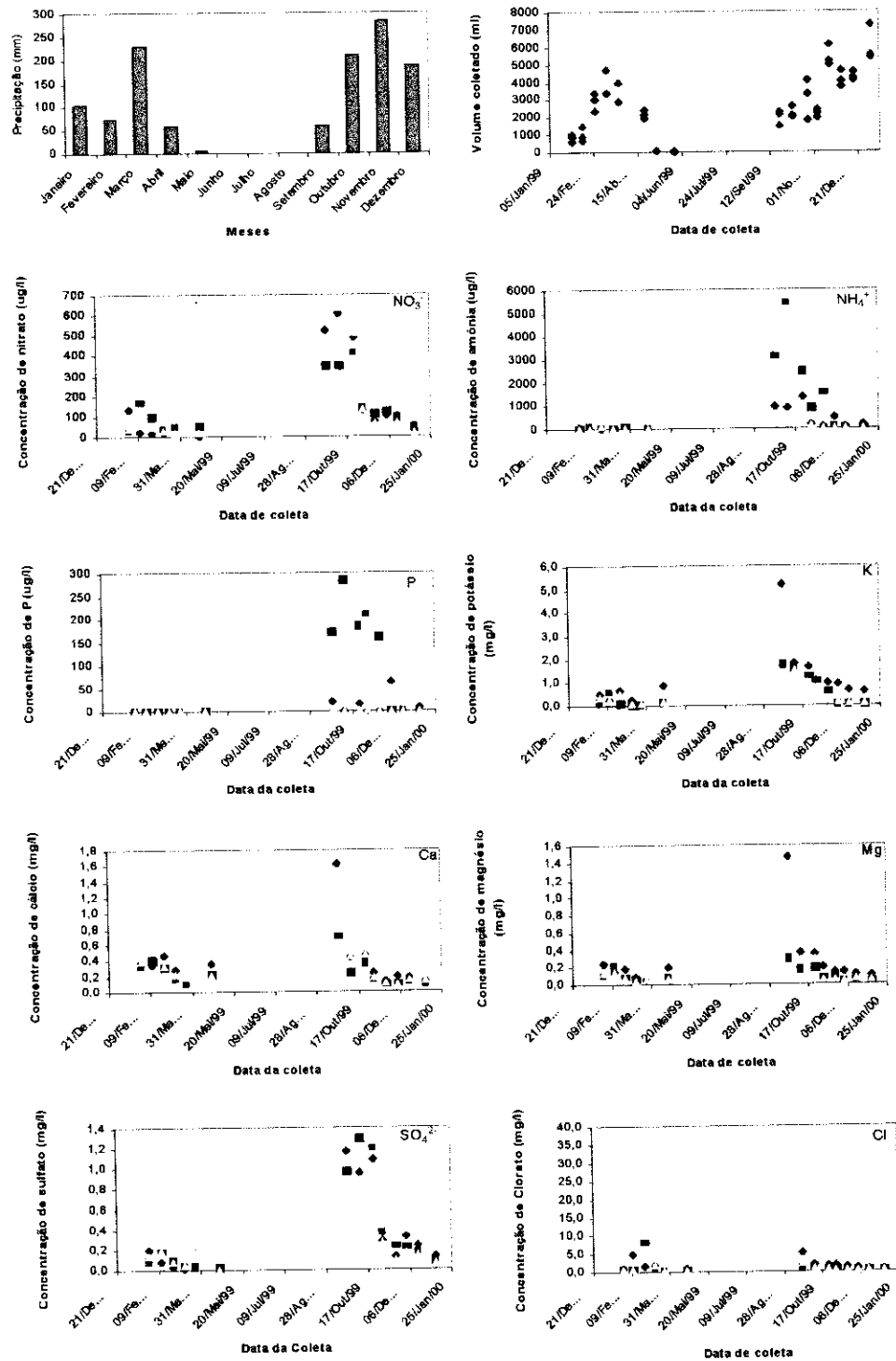


Figura 15. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de dossel na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE durante o ano de 1999.

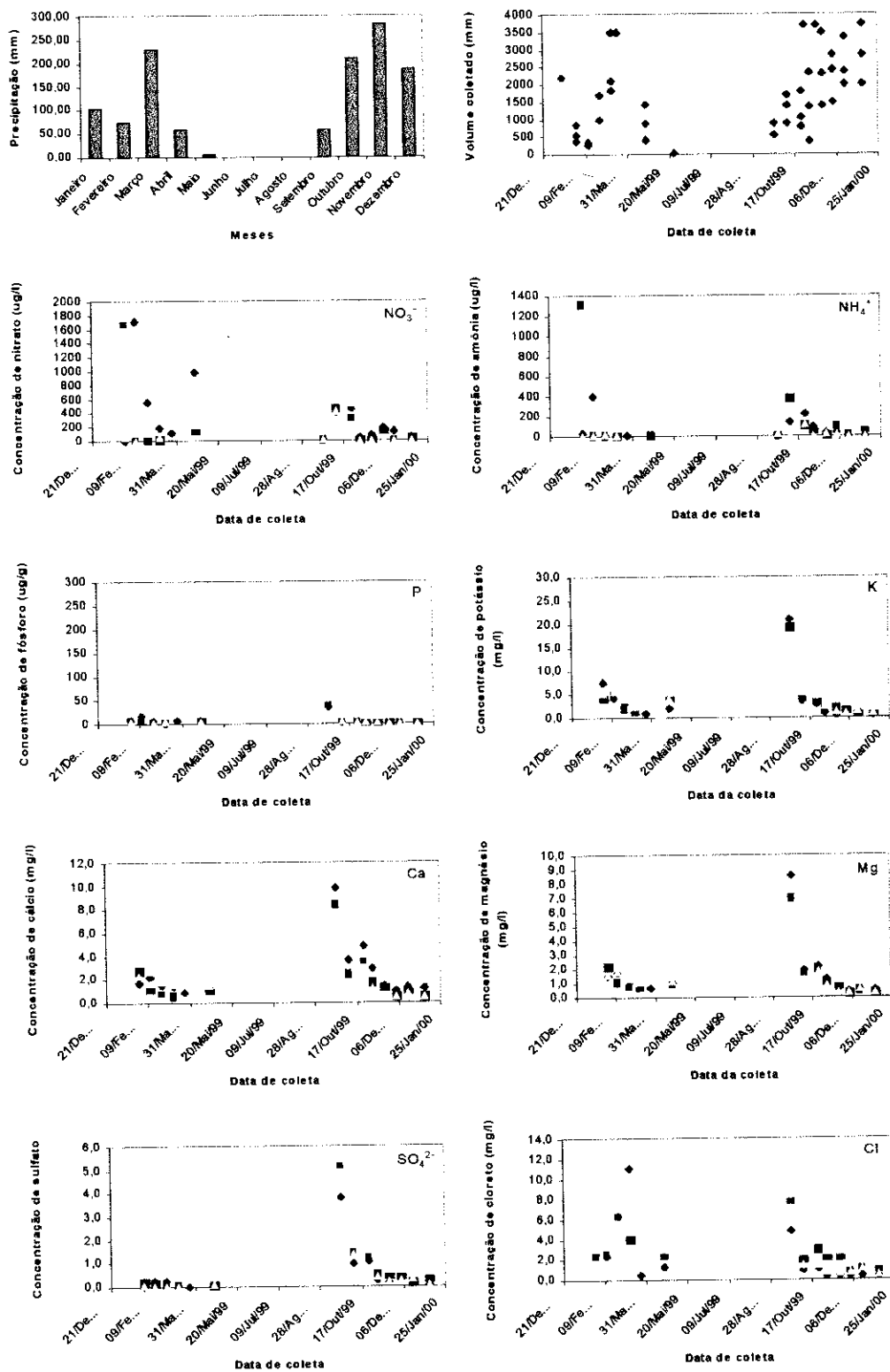


Figura 16. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lixiviação de serapilheira na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE durante o ano de 1999.

Com relação a lixiviação do dossel, houve um aumento significativo do fluxo de NH_4^+ na área de queima quadrienal em relação à área sem queima (teste U de Mann-Whitney, $Z=-1,1$, $P<0,05$) (Figura 17). Na área de queima quadrienal, os fluxos de serapilheira (Figura 18) aumentaram significativamente para SO_4^{2-} (teste U de Mann-Whitney, $Z=-2,0$, $P<0,05$), Ca^{2+} (teste U de Mann-Whitney, $Z=-2,0$, $P<0,05$), Mg^{2+} (teste U de Mann-Whitney, $Z=-2,0$, $P<0,05$) e P (teste U de Mann-Whitney, $Z=-2,0$, $P<0,05$). Os fluxos de Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} e P aumentaram em 14,33; 7,77; 4,76 e 0,09 kg/ha/ano, respectivamente. Já o balanço de massa de S indica um incremento de 1,59 kg/ha/ano.

As concentrações de P solução do solo na profundidade de 25 cm são próximas de zero, padrão similar ao encontrado na área sem queima (Figura 19). As concentrações de NH_4^+ são mais altas em outubro, com valor máximo de 0,4 mg/l, mas a maioria das amostras tem a concentração abaixo de 0,05 mg/l. As concentrações de NO_3^- são mais altas em outubro com reduções até dezembro. As concentrações de Cl^- estão na sua maioria abaixo de 2,0 mg/l, com valor máximo de 6,5 mg/l. Já a concentração de SO_4^{2-} esteve abaixo de 0,2 mg/l. As concentrações de Ca^{2+} estiveram abaixo de 0,4 mg/l, com valor máximo de 1,6 mg/l. Os valores de concentração de Mg^{2+} tem valor máximo de 2,0 mg/l, mas os valores em sua maioria encontram-se abaixo de 0,5 mg/l. Os valores de concentração de K^+ foram maiores em outubro, com reduções gradativas até dezembro.

As concentrações de NH_4^+ , NO_3^- e SO_4^{2-} nas amostras de solução do solo a 100 cm aumentaram com relação a área controle, mas não existe um padrão nítido de variação ao longo do tempo (Figura 20). As médias das concentrações de nutrientes na solução do solo a 25 cm de profundidade foram significativamente diferentes entre a área sem queima e queima quadrienal (Figura 21). Houve um aumento significativo da concentração de K^+ (teste U Mann-Whitney, $Z=-4,0$, $P < 0,05$) e uma redução na de Ca^{2+} (teste U Mann-Whitney, $Z=-3,0$, $P < 0,05$). Um aumento das concentrações de Mg^{2+} e Na^+ e redução na concentração de SO_4^{2-} foram observados, mas as diferenças não foram significativas. As médias aritméticas das concentrações de solução do solo à 100 cm de profundidade foram diferentes entre a área sem queima e de queima quadrienal (Figura 22). Houve um aumento significativo nas concentrações de NH_4^+ (teste U Mann-Whitney, $Z=-2,3$, $P < 0,05$), NO_3^- (teste U Mann-Whitney, $Z=-2,5$, $P < 0,05$) e SO_4^{2-} (teste U Mann-Whitney, $Z=-3,4$, $P < 0,05$) (Figura 22, A e B).

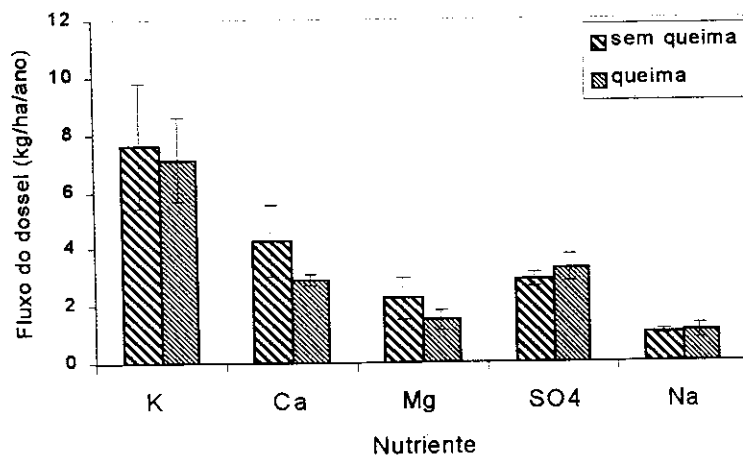
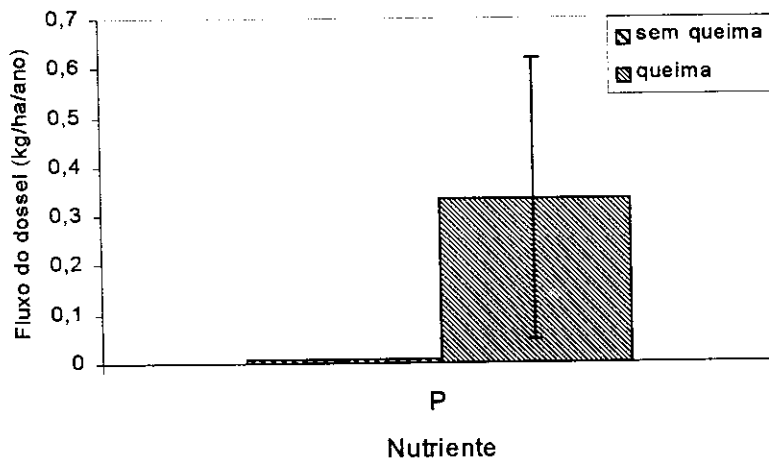
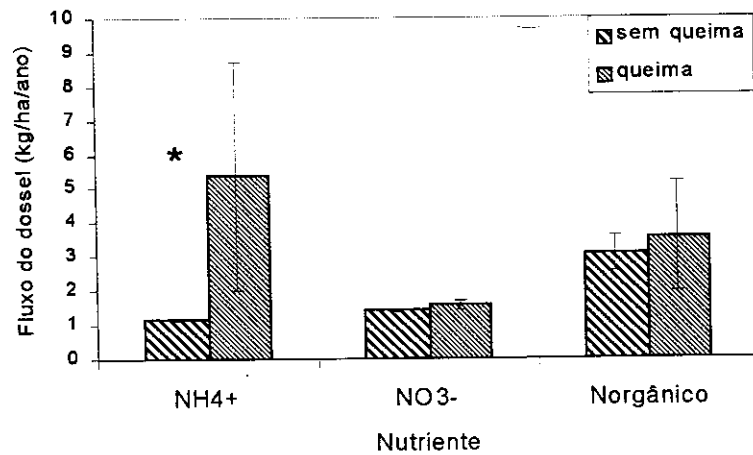


Figura 17. Comparação entre os fluxos de nutrientes nos lixiviados do dossel nas áreas de cerrado denso sem queima com queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam o erro padrão e os asteriscos indicam diferenças significativas entre as áreas sem queima e com queima quadrienal.

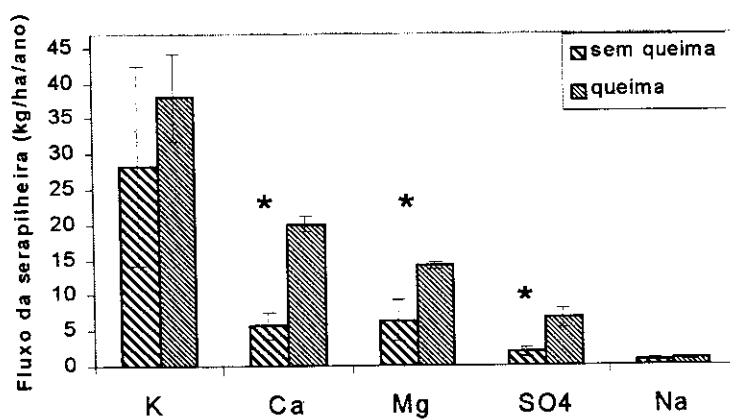
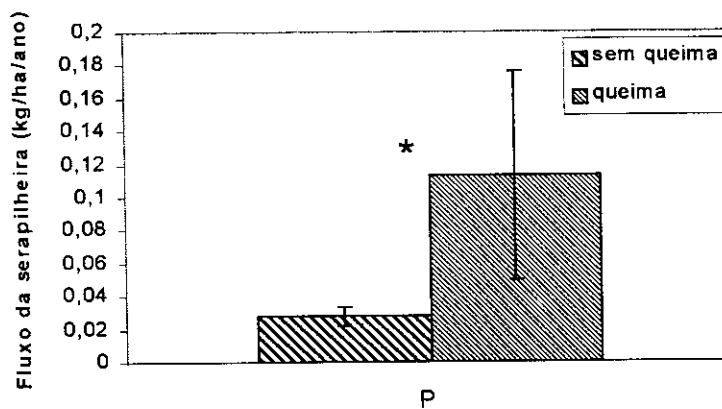
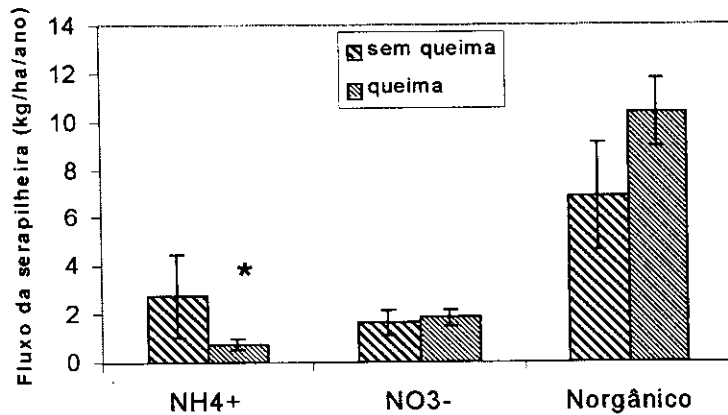


Figura 18. Comparação dos fluxos de nutrientes para lixiviação da serapilheira entre a área de cerrado denso sem queima, e a área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE. Dados coletados no ano de 1999, barras verticais indicam erro padrão e os asteriscos indicam diferença significativa para comparação sem queima/queima.

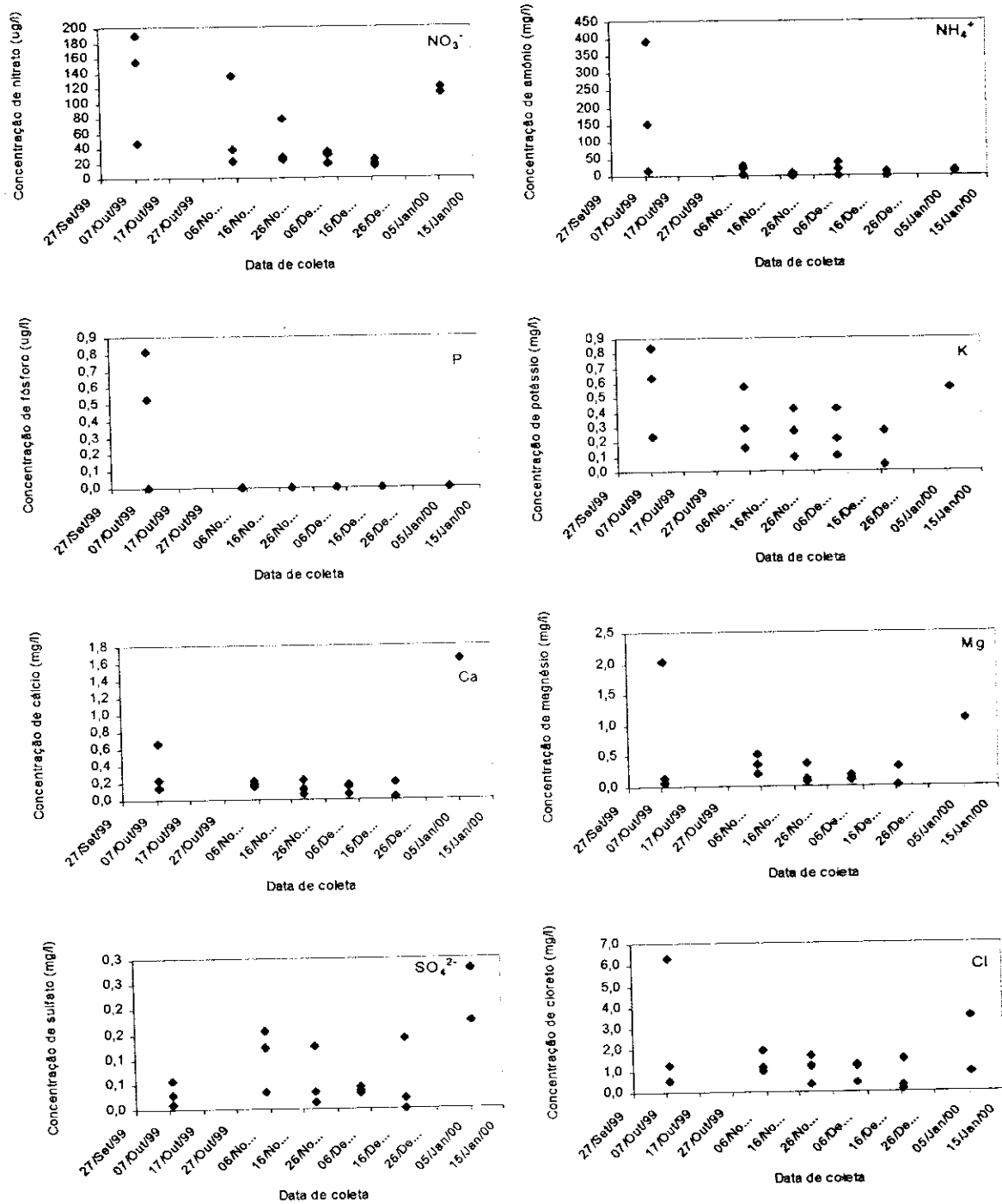


Figura 19. Variação temporal das concentrações de nutrientes nas amostras de lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade, na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, durante o ano de 1999.

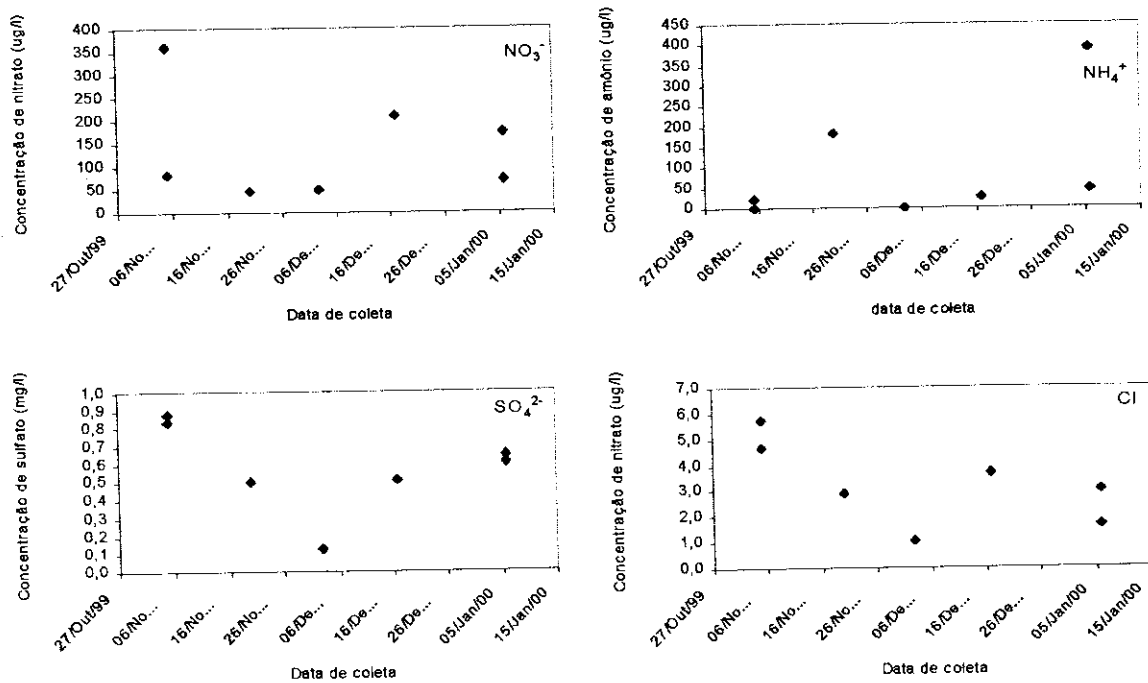


Figura 20. Variação temporal nas concentrações de nutrientes nas amostras de lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade, na área de queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE durante o ano de 1999.

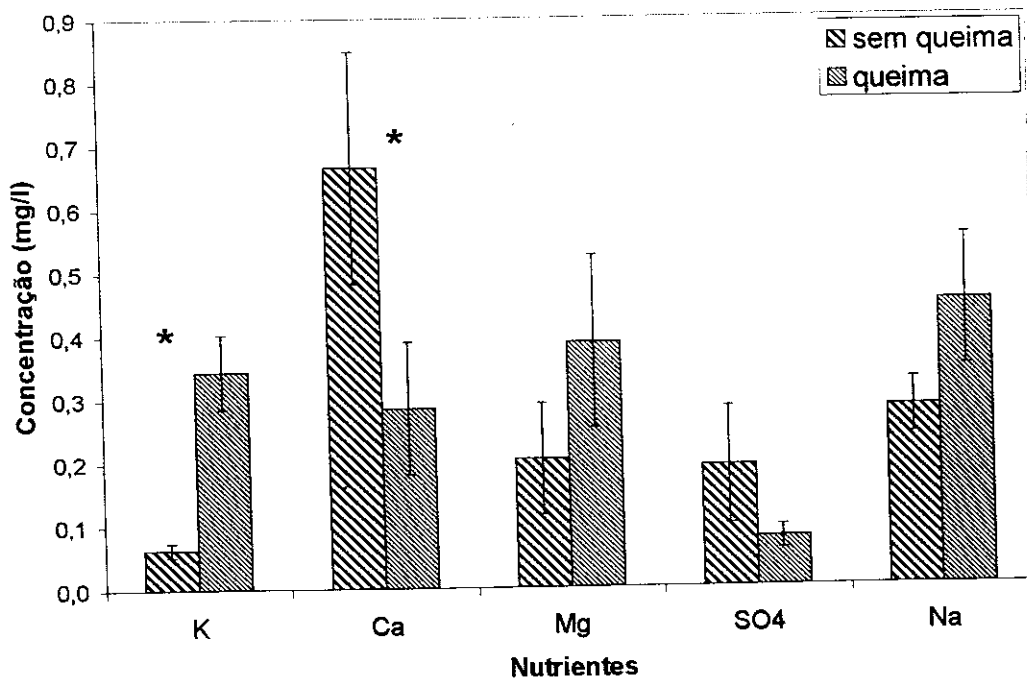
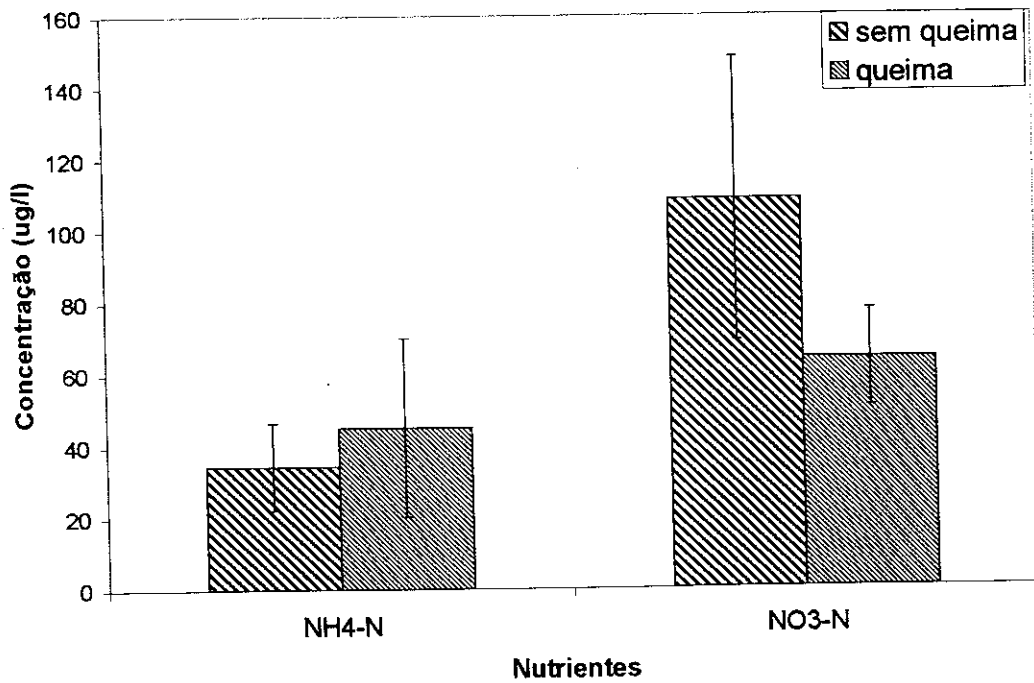


Figura 21. Comparação das concentrações de nutrientes na solução do solo a 25 cm de profundidade, entre as áreas sem queima e com queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, no ano de 1999. As amostras foram coletadas com lisímetros de tensão a 25 cm de profundidade. As barras verticais indicam o erro-padrão da média.

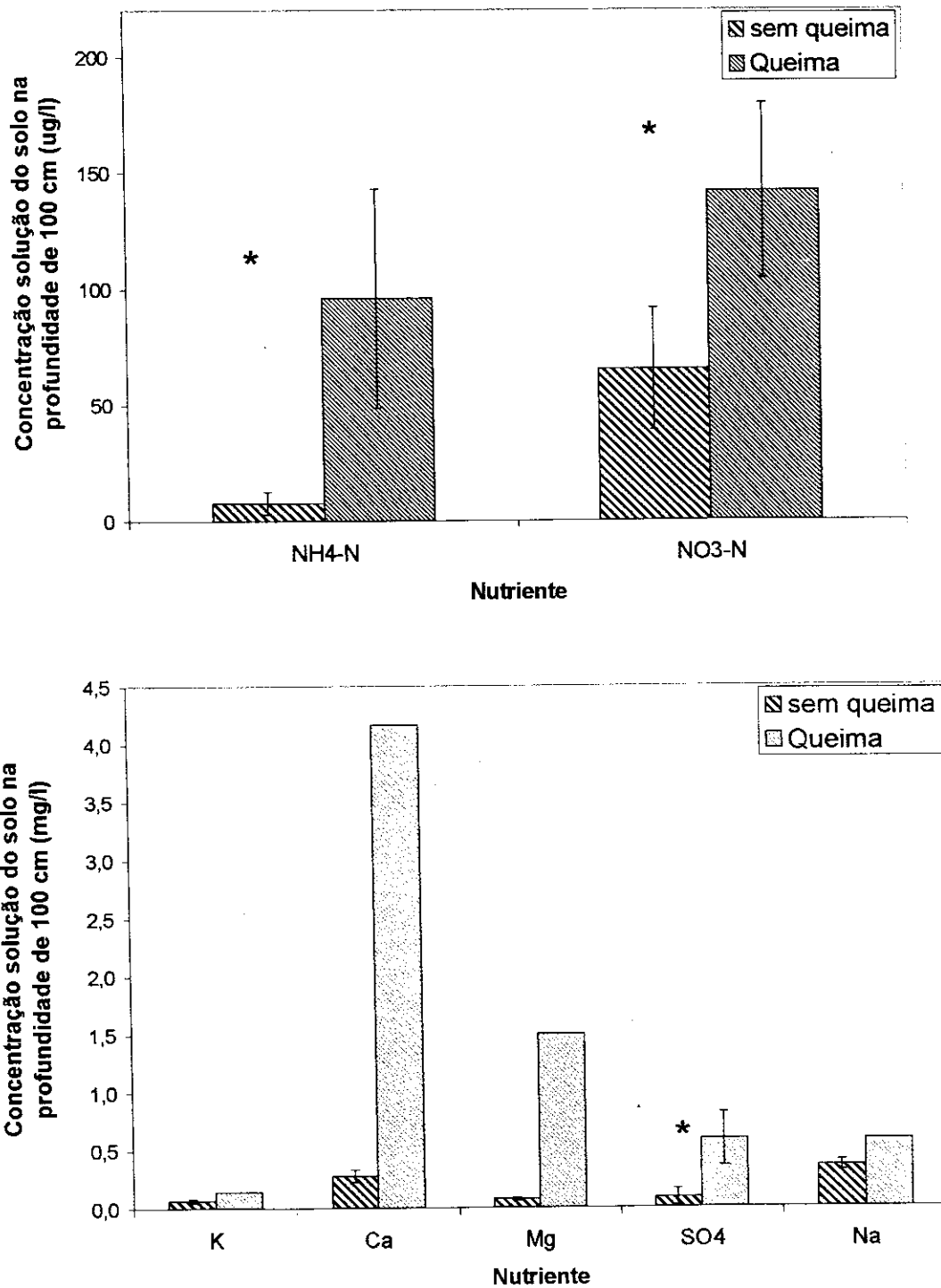


Figura 22. Comparação das concentrações de nutrientes na solução do solo a 100 cm de profundidade, entre as áreas sem queima e com queima quadrienal da Reserva Ecológica do IBGE, no ano de 1999. As amostras foram coletadas com lisímetros de tensão a 100 cm de profundidade. As barras verticais indicam o erro-padrão da média.

4. DISCUSSÃO

4.1. Estoques de nutrientes na biomassa e no solo

O estoque dos nutrientes K, Ca e Mg na área de cerrado denso estudada são maiores na biomassa do que no solo (até 8 metros). Este padrão está de acordo com o descrito para os solos pobres em e com baixa capacidade de troca catiônica como os Latossolos de Cerrado, que não são capazes de reter grandes quantidades de nutrientes. O padrão inverso é encontrado para N e P, com grandes estoques no solo em relação à biomassa (Tabela 24), mas em sua maioria, estes estoques estão em formas indisponíveis para os organismos (Tabela 24).

Tabela 24. Biomassa e estoques de nutrientes nos principais compartimentos do cerrado denso sobre Latossolo Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE. nd – não determinado.

Estoque	Biomassa	N	P	K	Ca	Mg	S
Biomassa epígea ¹	37787	nd	12,6	81,0	62,8	30,1	nd
Biomassa serapilheira	13308	123,2	4,6	10,5	46,9	12,8	8,2
Biomassa hipógea ²	27649	103,2	8,8	54,9	66,9	19,2	13,2
Total biomassa	74744	226,4	26,0	146,4	176,6	62,1	21,4
Solo ³	-	4576	2042	81	77	25	nd

1 - As estimativas de nutrientes para biomassa epígea foram extraídos de Silva (1990) levando-se em consideração a densidade de árvores amostradas por Nardoto (2000) na área de cerrado denso trabalhada somados aos valores de biomassa do estrato herbáceo de Batmian (1983).

2 - Valores de biomassa hipógea e estoques de nutrientes até 8 m de profundidade

3 - Estoques de nutrientes no solo até a profundidade de 1 m.

O padrão de acúmulo de nutrientes na biomassa, (principalmente Ca, Mg e K), em detrimento do solo, é descrito também para as florestas tropicais que crescem sobre Latossolos pobres em nutrientes da Amazônia (Medina & Cuevas, 1989). O padrão encontrado na Amazônia para N é uma proporção igual entre solo/vegetação e para P, 5 a 10 vezes mais no solo que na vegetação (Medina & Cuevas, 1989). Jordan (1985) descreve os estoques de nutrientes na biomassa e no solo para várias florestas tropicais que crescem sobre solos pobres: Ca e K têm um padrão de acúmulo na biomassa e N tem maior estoque

no solo. Quanto ao P, o padrão dependerá do modo de descrição: quando se considera o P total, o estoque no solo é maior que o estoque na biomassa; quando se trata do P disponível no solo o padrão se reverte. Jordan (1985) discute a possibilidade de acúmulo de nutrientes na biomassa ser devido a um mecanismo de retenção dos nutrientes neste sistema de solos pobres, mas conclui que os maiores estoques na biomassa em relação ao solo, para Ca e Mg seriam causados simplesmente pela redução dos estoques do solo, por processos de lixiviação e intemperismo.

Os estoques totais de nutrientes na biomassa da Amazônia, de maneira geral, são muito elevados em relação aos valores estimados para o Cerrado. Isto deve-se primariamente ao maior estoque de biomassa destas florestas. Medina & Cuevas (1989) descrevem variação de 48 ton/ha, em locais com baixa biomassa, até 465 ton/ha. Para o cerrado sentido restrito, Abdala *et al.* (1998) encontraram biomassa total igual a 81 ton/ha. Castro & Kauffman (1998) encontraram variações de 21,9 ton/ha para campo limpo até 77,9 ton/ha para cerrado denso. A quantidade de nutrientes na biomassa viva para floresta amazônica estão entre 1474 e 1817 kg/ha de N, 251 a 518 kg/ha de Ca, 288 a 689 kg/ha de K, 67 a 188 kg/ha de Mg e 48,2-101 kg/ha de P (Medina & Cuevas, 1989), muito superiores aos encontrados para o cerrado (Tabela 24).

O estoque de biomassa na serapilheira encontrado neste trabalho para área de cerrado denso da RECOR (13.308 kg/ha) foi maior ao estimado anteriormente na literatura. Constantino (1988) trabalhando em áreas de cerrado (sentido restrito) do Distrito Federal, encontrou valores entre 3.060 e 5.340 kg/ha. Estas diferenças se devem ao regime de queima de cada área. As áreas de cerrado estudadas por Constantino (1988) teriam sofrido queimadas recentes: nas áreas onde a biomassa de serapilheira foi menor, a frequência de queimadas variou entre 2 e 3 anos, naquela de maior biomassa a queima havia ocorrido há 15 anos.

Os dados de estoques de nutrientes na serapilheira para a área de cerrado denso estudada foram maiores para Ca (46,9 kg/ha), Mg (12,8 kg/ha), K (10,5 kg/ha) e P (4,6 kg/ha) em comparação aos apresentados por Constantino (1988), que foram 11, 4 kg/ha, 3,27 kg/ha, 4,14 kg/ha e 1,18 kg/ha respectivamente. As concentrações médias encontradas para estes nutrientes na serapilheira são similares entre os dois trabalhos, o que causou a diferença foi o maior estoque de biomassa estimado para a área de cerrado denso. As

concentrações de nutrientes na serapilheira descritas na literatura para Cerrado não variaram muito entre áreas diferentes, com solos distróficos (Peres *et al.*, 1983; Constantino, 1988; Nardoto, 2000).

4.2. *Decomposição de serapilheira*

As taxas de decomposição medidas foram muito baixas, com meia vida da serapilheira de 951 dias. As taxas de decomposição de serapilheira descritas em outros trabalhos no Cerrado corroboram este valor, com valores de meia vida variando entre 405 e 2850 dias (Silva, 1983; Constantino, 1988). Silva (1983), utilizando-se de experimento com bolsas de decomposição encontrou taxas maiores de decomposição na serapilheira produzida por espécies decíduas em relação às espécies sempre-verdes. As maiores taxas de decomposição ocorreram para as bolsas de decomposição mistas (com os dois grupos de espécies). Constantino (1988) demonstrou que a decomposição de serapilheira do estrato graminoso é mais rápida (meia vida de 580 dias) quando comparada a serapilheira como um todo (meia vida de 2850 dias). Peres *et al.* (1983) comparou a decomposição entre uma área de cerrado (sentido restrito) e cerradão, encontrou a meia vida de 1480 e 3600 dias, respectivamente. De maneira geral, são descritas baixas taxas de decomposição para o Cerrado, levando a conclusões sobre um possíveis acúmulos de biomassa e nutrientes na serapilheira quando não ocorrem queimadas (Oliveira-Júnior, 1985).

Os nutrientes K, Ca e Mg sofreram maior decaimento na serapilheira. Este padrão é associado à maior importância das interações puramente químicas de estabilidade de certos metais em ácidos húmicos e fúlvicos. Os metais de maior estabilidade de reação tendem a ser menos móveis (como metais pesados), enquanto outros como Ca, Mg e K tendem a sofrer maiores taxas de lixiviação a partir da serapilheira. Este padrão também é descrito por Constantino (1988) e Silva (1983). Entretanto, quando as concentrações destes elementos são limitantes pode haver retenção, principalmente para Ca e Mg (Laskowski *et al.*, 1995). De maneira geral, as perdas de Ca, Mg e K são maiores que as perdas de P e N. Estes últimos tendem a ter um padrão de retenção na serapilheira (ver Jorgensen *et al.*, 1980), principalmente em ambientes tropicais de solos distróficos nas fases iniciais de decomposição (Vitousek & Sanford, 1986). Para o cerrado as relações C/P e C/N estimadas para a serapilheira indicam um padrão de imobilização e baixas taxas de decomposição,

pois estes valores são maiores que aqueles patamares estabelecidos na literatura, quando se trata da limitação da atividade microbiana e a mineralização ($C/P = 200$ e $C/N = 25$) (Paul & Clark, 1989).

Uma lacuna importante a ser preenchida em estudos de decomposição no Cerrado são refere-se às concentrações de lignina, celulose e hemicelulose da serapilheira, e as mudanças nas concentrações ao longo do processo de decomposição. Lignina seria o composto orgânico de maior resistência à decomposição. Os valores de lignina e a razão lignina/N são determinantes das taxas de decomposição em vários ecossistemas (Coûteaux & Berg, 1995; Bubb *et al.*, 1998; Berg, 2000; Hamadi *et al.*, 2000; Musvoto *et al.*, 2000). Devido ao grande escleromorfismo das plantas de Cerrado são esperados valores altos de celulose e lignina nas folhas, o que seria uma das causas das baixas taxas de decomposição.

O fracionamento da serapilheira em diferentes tamanhos (material maior que 25 mm, entre 25 e 2 mm e menor que 2 mm), indica o seu grau de decomposição e permite uma comparação entre os dados obtidos no experimento de decomposição com as concentrações e estoques de nutrientes nas diferentes frações da serapilheira. A fração mais decomposta da serapilheira (<2mm) tem suas concentrações e estoques Ca, Mg e K muito reduzidos quando se compara com os valores de N, P e S. Este padrão reflete a maior mobilidade destes elementos como já discutido anteriormente, enquanto os valores de concentração de N, P e S tendem a aumentar ao longo do processo de decomposição, mostrando padrões de retenção. Quando a quantidade dos nutrientes é limitante, estes podem ser acumulados durante o processo de decomposição; já aqueles que estão disponíveis em quantidades acima das necessidades dos decompositores, seriam liberados da serapilheira mais rapidamente, e logo no início do processo de decomposição (Laskowski *et al.*, 1995). A relação C/N e C/P diminuiu da fração >25mm para a fração <2mm, reafirmando os dados obtidos no experimento de decomposição. A retenção de S ao longo do processo de decomposição indica deficiência deste elemento para os microorganismos decompositores, e pode indicar limitação deste elemento para produtividade do Cerrado como demonstrado por McClung (1959) para áreas de campos na região dos Cerrados. Garofalo (2001) encontrou aumentos na concentração de S nas folhas de espécies do Cerrado que foram submetidas a adição de fertilizantes sulfurados. Além disso, as queimadas no Cerrado causam grandes perdas de enxofre por volatilização, e

podem ter causado perdas expressivas ao longo da evolução da vegetação do Cerrado (McCLung, 1959; Kauffman, 1994).

Dados sobre a produção de serapilheira (*litterfall*) são mais comuns para o Cerrado, do que dados do estoque de serapilheira sobre o solo. Os valores de produção de serapilheira variaram entre 2.100 kg/ha/ano (Perez *et al.*, 1983) até 2.415 kg/ha/ano (Silva, 1983) para áreas de cerrado sentido restrito, enquanto em cerradão encontrou-se valores de 7.800 kg/ha/ano (Perez, 1983). As diferenças entre as áreas de cerrado e cerradão se referem à maior densidade do estrato lenhoso na última. A produção de serapilheira na área de cerrado denso estudada foi de 2.296 kg/ha/ano, determinada por Nardoto (2000) durante os anos de 1997 à 1999. A ciclagem de nutrientes através da queda de serapilheira representa o maior processo de transferência de nutrientes da vegetação para o solo (Vitousek & Sanford, 1986). Os valores de fluxo anual de nutrientes via queda de serapilheira em kg/ha/ano foram de 12,7 para N, 4,7 para Ca, 1,9 para o Mg, 2,3 para o K, 0,4 para o P e 0,7 para o S (Nardoto, 2000). A razão entre os valores de estoques totais de nutrientes da serapilheira acumulada sobre o solo, dividido pelos valores de nutrientes da queda da serapilheira, indica o tempo de residência destes nutrientes ao longo do processo de decomposição (Vitousek & Sanford, 1986). O tempo de residência estimado para os nutrientes foi muito alto, variando entre 4,5 anos para K e 11,7 anos para S (Tabela 25). O tempo de residência também pode ser definido como $1/k$ (Schlesinger, 1997). Os valores obtidos a partir desta fórmula são mais baixos que a estimativa anterior.

Tabela 25. Estimativa do tempo de residência em anos dos nutrientes na serapilheira durante o processo de decomposição do cerrado.

Tipo de estimativa	biomassa	N	P	K	Ca	Mg	S
razão estoque/fluxo serapilheira (assumindo "steady state")	5,8	9,7	11,5	4,5	10,0	6,7	11,7
1/k	2,7	5,7	4,4	0,7	2,7	1,9	8,8

As baixas concentrações de nutrientes na serapilheira têm como causa principal as baixas concentrações de nutrientes nos tecidos vegetais, que refletem a baixa disponibilidade de nutrientes no solo. Isto resulta nas baixas taxas de decomposição, retenção de nutrientes na serapilheira e novamente na baixa disponibilidade no solo,

apresentando um mecanismo de retroalimentação (Hobbie & Vitousek, 2000). Em ambientes com baixas disponibilidades de nutrientes no solo, são descritas taxas maiores de retranslocação de nutrientes (Vitousek & Sanford, 1986). Isto tem como consequência uma redução ainda maior do conteúdo de nutrientes da serapilheira. A dinâmica dos elementos químicos no processo de decomposição é em grande parte limitada pelas concentrações iniciais destes elementos na serapilheira, que vão limitar a disponibilidade de nutrientes para os microorganismos decompositores (Laskowski *et al.*, 1995). Nardoto (2000) descreve as taxas de retranslocação de nutrientes para a área estudada de cerrado denso da RECOR. Os valores variaram entre as espécies, mas as taxas de retranslocação de K e P chegaram a mais de 70 % para algumas espécies. Isto reduz ainda mais as concentrações de nutrientes da serapilheira, podendo limitar em grande parte as taxas de decomposição. Estudos de decomposição na Amazônia em sistemas agroflorestais indicam que a disponibilidade de P no solo é limitada pela qualidade da serapilheira, que determina as taxas de decomposição e a produtividade do sistema como um todo (McGrath *et al.*, 2000).

Cornu *et al.* (1997) descrevem as taxas de decomposição para a floresta Amazônica em uma área sobre Latossolo, com valores de meia vida da serapilheira de 220 dias e tempo de residência de 985 dias. O padrão de decaimento dos nutrientes foi mais rápido para K e Mg, semelhante ao descrito para o Cerrado. A razão C/N descrita naquele estudo foi de 33, que segundo os autores favoreceu o processo de decomposição. Medina & Cuevas (1989) descrevem valores muito variáveis para o tempo de residência da serapilheira para florestas sobre Latossolos na Amazônia, entre 0,8 e 8,8 anos. Ao comparar o Cerrado com a Floresta Amazônica temos que o Cerrado tem uma menor biomassa, menor estoques de nutrientes na biomassa, menor produção de serapilheira e baixa concentração de nutrientes. Estes aspectos determinam menores taxas de decomposição e reciclagem dos nutrientes, e uma menor disponibilidade de nutrientes no solo, o que pode ser um dos fatores limitantes da produtividade do ecossistema como um todo.

4.3. Os determinantes edáficos do cerrado

Goodland (1971b) descreve os solos de cerrado que ocorrem no Triângulo Mineiro. O autor amostrou 110 diferentes localidades na profundidade de 0-10 cm. Os solos foram descritos como Latossolos Vermelhos-Escuros e Vermelho-Amarelos (Tabela 26). Os

fatores responsáveis por estes valores de bases baixos e alta participação de Al (46 % da saturação de bases) nos sítios de troca foi atribuída ao grande período de intemperismo sofrido por estes solos, aproximadamente 100 milhões de anos. Os baixos valores de P disponível são atribuídos as altas concentrações de óxidos de Fe e Al que tem grande afinidade por P, tornando-o indisponível. Lopes & Cox (1977a) descrevem a disponibilidade de nutrientes para o cerrado. Os nutrientes Al, Ca e Mg foram extraídos com KCl 1 N, Ca e Mg foram determinados em absorção atômica. Os nutrientes P e K foram extraídos por Mehlich I e determinados por colorimetria (azul de molibdato) e fotômetro de chama, respectivamente. O pH médio foi de 5,0, variando entre 4,3 e 6,2, destes solos 98 % tem o pH abaixo de 5,5. O valor médio da CTC foi de 1,1 meq/100g.

Goodland & Pollard (1972) descrevem um gradiente edáfico para as variações dos gradientes fitofisionômicos no Cerrado. As variações em fertilidade foram estudadas na camada superficial de 0-10 cm. Os nutrientes P, N e K aumentam em concentração ao longo do gradiente de campo sujo para cerradão. A área basal por hectare é positivamente correlacionada com P, K e N no solo. Os autores discutem que estas diferenças edáficas não são a causa do gradiente fitofisionômico, mas podem ter surgido de diferentes histórias de regime de queima e corte.

Lopes & Cox (1977b) descrevem o Cerrado como um mosaico de fitofisionomias associado a um gradiente de fertilidade. Estes autores analisaram 518 amostras compostas de solos de superfície (0-15 cm) cobrindo uma área de 600.000 km² no Planalto Central Brasileiro. As amostras foram coletadas em fitofisionomias campestres, campo limpo (n=64), savânicas, campo cerrado (n=245), cerrado sentido restrito (n=245) e cerradão (n=45) e florestais, floresta semidecídua (n=16). Os dados indicam uma relação positiva entre o pH, Ca, Mg, K e P disponíveis e a vegetação lenhosa, ou seja, quanto maiores estes parâmetros do solo maior a densidade e altura do estrato lenhoso. A saturação de Al foi negativamente relacionada com a densidade do estrato lenhoso. Furley & Ratter (1988) e Moreira (2000) descrevem um padrão contrastante, onde a densidade do estrato lenhoso não é correlacionada com os níveis de nutrientes no solo, mas ao regime de queima. As formações de cerradão distrófico ocorrem em solos com as mesmas concentrações de Ca, Mg, K e P disponíveis. As queimadas não alteraram as características de fertilidade do solo (Moreira, 2000), mas causam a morte de indivíduos do estrato lenhoso, levando a um

domínio do estrato herbáceo em regimes de queimadas mais freqüentes. Portanto, o regime de fogo e não as características de fertilidade do solo seria, o causador da distribuição das fitofisionomias.

Tabela 26. Características de fertilidade para Latossolos determinados por diversos autores.

Autor	C	N	C/N	P	K	Ca	Mg
	-----%-----			-----meq/100g-----		--µg/g--	
<u>Cerrado</u>							
Goodland (1971b)	0,4	0,08	25	-	0,12	0,97	
Lopes & Cox (1977a)	-	-	-	0,40	0,08	0,25	0,09
Moreira (2000)	-	-	-	0,36	0,06	0,15	0,05
<u>Amazônia</u>							
Jordan & Herrera (1981)						0,38	
Laurence <i>et al.</i> (1999)	1,56	0,16	10	3,40	0,06	0,06	0,08
Johnson <i>et al.</i> (2001)	1,59	0,13	12	22,20	0,03	0,80	0,10

Na Amazônia, com grande extensão de Latossolos, os valores de disponibilidade de nutrientes são sensivelmente superiores (Tabela 26). Os dados de Ca disponível são um bom indicador do grau de fertilidade dos solos. A Floresta Amazônica considerada oligotrófica, teria níveis de Ca iguais a 0,38 meq/100g em média, enquanto a floresta eutrófica pode chegar a ter 5 meq/100g (Jordan & Herrera, 1981). Para o Cerrado os valores de Ca são próximos mas inferiores aos sítios oligotróficos da Amazônia (Tabela 26).

Mas mesmo na Amazônia existe variação. Laurence *et al.* (1999) descreveram um Latossolo Amarelo de textura argilosa no horizonte superficial, com valores tão baixos para Ca, Mg e K quanto os apresentados pelo Cerrado, mas a relação C/N foi mais alta (Tabela 26). Os valores descritos por Johnson *et al.* (2001) para a camada superficial (0-5 cm) de um Latossolo Amarelo em floresta primária foram em média maiores que os valores

apresentados para o Cerrado. De maneira geral, os indicadores de fertilidade são melhores para a Amazônia que para o Cerrado, com maiores conteúdos de bases trocáveis no solo e maior capacidade de troca catiônica.

Com relação a disponibilidade de P, os solos do Cerrado tendem a ter menores valores que os da Floresta Amazônica, apesar de ambos serem considerados pobres em P. Os Latossolos do Cerrado possuem minerais de alta afinidade com P (Leal & Velloso, 1973). Os valores de adsorção de P estão entre 1,37 mg P/g solo (Velloso, 1975), 1,41 mg P/g solo (Lopes & Cox, 1979), 0,736 mg P/g solo (Bahia-Filho *et al.*, 1983) e 2,57 mg P/g solo (média entre os solos obtido de Oliveira, 1988). A fixação de P leva a baixos níveis de P disponível para os solos Latossolos de Cerrado, apesar de valores altos para P total. Na Amazônia, no trabalho de Singh *et al.* (1983) em vários tipos de solo, entre eles Latossolos, os valores de adsorção variaram entre 0,16 e 0,98 mg P/g solo, apesar de altos, estes valores estão abaixo dos valores encontrados para o cerrado. As diferenças na capacidade máxima de adsorção química do P pelo solo tem vários determinantes. Bahia-Filho *et al.* (1983) propuseram que a goethita seria o principal componente da fração argila responsável pelas variações observadas entre os solos na adsorção máxima. Singh *et al.* (1983) encontraram que a CTC seria o maior responsável por estas variações, seguido em grau de importância pelo conteúdo de argila, Al trocável e Fe extraído por ditionito. Os solos com maior CTC e conteúdo de Al disponível e óxidos de Fe teriam maiores valores de adsorção máxima. Os óxidos de Fe e Al amorfos possuem maior área de superfície específica e maior reatividade na adsorção de P em solos tropicais (Owusu-Bennoah *et al.*, 1997).

Haridasan (1992) discute com base no gradiente edáfico as transições entre cerrado – cerradão para a região de Latossolos do Planalto Central Brasileiro. O autor demonstra que a transição entre cerrado e cerradão distrófico não é acompanhado por um aumento de fertilidade e nem por redução de Al disponível (potencialmente tóxico em altas concentrações). A hipótese levantada é que as formações de cerradão teriam se estabelecido antes do empobrecimento dos solos, não aceitando a possibilidade de uma sucessão entre cerrado e cerradão somente com a exclusão de fogo, pois o conteúdo de nutrientes nos solos distróficos seria insuficiente para promover o aumento na biomassa. A impossibilidade desta hipótese encontra-se em assumir que as formações de cerradão possam ter milhares talvez milhões de anos, quando os sedimentos que originaram os solos foram depositados e

não estariam ainda intemperizados e poderiam suprir o crescimento da vegetação.

4.4. Fluxo de nutrientes via deposição atmosférica

Uma importante característica do estudo da ciclagem de nutrientes em climas tropicais de solos intemperizados, é o aumento da importância da deposição atmosférica na disponibilidade de nutrientes, em detrimento da ausência de minerais primários oriundos da rocha matriz (como demonstrado para cronosequências de solos do Hawaii - Chadwick *et al.*, 1999).

O fluxo de nutrientes via deposição atmosférica foi representativo com relação aos estoques de Ca, K e Mg no solo. O fluxo de nutrientes via deposição atmosférica é similar ao encontrado para a Amazônia (Markewitz *et al.*, em preparação). Devido a estoques muito pequenos no solo do cerrado estudado, a deposição atmosférica de 20 anos reporiria todo o estoque de Ca do solo, enquanto o tempo de reposição de Mg e K seria de aproximadamente 50 anos.

A produtividade primária e a respectiva necessidade de nutrientes foi medida apenas para o estrato herbáceo de áreas de Cerrado, geralmente associados a experimentos com fogo (Meirelles & Henriques, 1992) Os valores de produtividade primária do estrato herbáceo de cerrado variam entre 1080 kg/ha (Meirelles & Henriques, 1992) à 5250 kg/ha (Neto *et al.*, 1998) dependendo da densidade do estrato lenhoso. À partir dos dados de Batmanian (1983), foi feita uma aproximação da quantidade de nutrientes acumulados no estrato herbáceo em uma área de cerrado, após um incêndio experimental. Os valores de produção primária foram de 2420 kg/ha/ano associado a uma demanda de 21 kg N/ha/ano, 0,95 kg P/ha/ano, 8,4 kg K/ha/ano, 3,45 kg Ca/ha/ano e 4,2 kg Mg/ha/ano. A deposição atmosférica equívale a 20 % da demanda de N, menos de 1 % da demanda de P, 18 % da demanda de K, mais de 100 % da demanda de Ca e 12 % da demanda de Mg. Embora não existam dados para a produtividade primária do estrato arbustivo-arbóreo de áreas de Cerrado, estes valores de demanda de nutrientes, mesmo sendo uma sub-estimativa, seriam bons indicativos da possibilidade de acúmulo de nutrientes na biomassa cuja fonte seria a deposição atmosférica.

O fato de áreas de cerradão distróficos muitas vezes não apresentarem maiores concentrações de nutrientes no solo, apesar de uma maior biomassa (e maior estoques de nutrientes nesta biomassa) deve-se provavelmente: 1) às baixas taxas de decomposição, que

levariam a acúmulos de nutrientes em um grande compartimento de serapilheira e não no solo; 2) baixa capacidade de retenção de cátions no solo, mesmo com aumentos nos fluxos de nutrientes da serapilheira – solo, estes nutrientes seriam perdidos por lixiviação, não sendo estocados no solo; 3) aumento na eficiência de absorção de nutrientes devido a um aumento na biomassa e profundidade de raízes (como demonstrado por Castro & Kauffman, 1998 para o gradiente campo limpo até cerrado denso), levando a maiores volumes de nutrientes absorvidos e menores taxas de lixiviação para o sistema.

Se com relação a Ca, Mg e K foi demonstrado a grande importância das taxas de deposição atmosférica, com relação ao P as baixas taxas de entrada via atmosfera indicam que sua disponibilidade seria basicamente determinada por processos físico-químicos e biológicos que regem o ciclo do P no solo (Capítulo 2). Coutinho (1979) indicou uma entrada de 0,94 kg P /ha/ano para o cerrado, cem vezes maior que o mensurado no presente estudo. Segundo o autor, a área trabalhada se encontrava perto de áreas de cultivo de cana que utilizam práticas de queimada, que poderiam levar à grandes deposições de cinzas e uma super-estimativa da taxa de deposição atmosférica. O valor descrito por Coutinho (1979) para deposição de S (12 kg/ha/ano) também foi muito maior que a estimativa apresentada para a Reserva Ecológica do IBGE. S está associado à deposição de material particulado oriundo de queimadas como descrito por Artaxo *et al.* (1998) para levantamentos de material em suspensão na atmosfera, em áreas da Amazônia.

Em comparação com Ca, Mg e K, que tem altas taxas relativas de entrada via atmosfera, a disponibilidade de P nos solos seria provavelmente um dos maiores limitantes da produtividade (como também demonstrado na revisão de Chadwick, 1999). Askew *et al.* (1971) em um trabalho com solos da Serra do Roncador no Mato Grosso, estabeleceram diferenças edáficas para a transição entre o cerrado e mata seca na região. Nos solos distróficos estudados (Latosolos) ocorriam formações de mata seca e cerrado. Em matas seca a concentração de P extraída NaOH foi de 19,5 µg P/g solo, enquanto no cerrado foi de 7,9 µg P/g solo. Os valores de concentração de Ca no solos foram maiores para as formações de cerrado do que para a mata. Os autores afirmam que o material originário é o mesmo, sendo que os valores das concentrações de bases não afetariam os limites entre cerrado e floresta nesta região, estes limites seriam determinados pela disponibilidade de P.

A disponibilidade de N é em grande parte limitada pelas taxas de mineralização da

matéria orgânica do solo. A partir dos dados de mineralização líquida mensal de Nardoto (2000) foi calculado o fluxo anual de N via mineralização para a profundidade 0-5 cm. Considerando a densidade aparente de $0,67 \text{ g/cm}^3$, o valor de mineralização líquida foi igual a $14,6 \text{ kg/ha/ano}$ para área de cerrado denso. A deposição atmosférica de N inorgânico ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) corresponde a 15 % do N mineralizado anualmente, sendo portanto importante na determinação da disponibilidade de N nos solos de Cerrado. Considerando-se a demanda por N somente para estrato herbáceo (21 kg/ha/ano), este valor já seria maior que a mineralização líquida.

4.5. Os fluxos e a ciclagem de nutrientes em áreas de cerrado

Uma compilação dos dados obtidos neste estudo com outros de outras publicações, nos permite estimar os fluxos e estoques de nutrientes para o Cerrado (Tabela 27). Os estoques de nutrientes na serapilheira são muito representativos em relação aos estoques encontrados na biomassa viva. Isto decorre das baixas taxas de decomposição. A ciclagem de Ca, Mg e K na biomassa a cada ano é muito significativa em relação aos estoques no solo.

O Cerrado é um sistema cuja ciclagem de P na biomassa é desprezível em relação ao grande estoque no solo, que se encontra em formas não disponíveis ou imobilizado na biomassa microbiana (capítulo 2). Esta limitação de P leva à alta razão C/P na biomassa, altas taxas de retranslocação de P (Nardoto, 2000) e limitações na decomposição da serapilheira. A ciclagem de N na biomassa é mais representativa que a de P, mas também é muito baixa em relação ao Ca, Mg e K. Isto demonstra um ecossistema também limitado por N, com alta razão C/N na biomassa, levando também à limitações da decomposição.

A principal fonte de S é a deposição atmosférica, cujos valores são baixos quando comparados aos estoques na biomassa. A ausência de dados sobre S no solo limita a análise do balanço deste nutriente. O fluxo de S para o solo é muito pequeno em relação ao estoque encontrado na biomassa, aliado a isto ocorreu uma retenção líquida do elemento na serapilheira indicando limitações deste elemento na produtividade do Cerrado.

Tabela 27. Fluxos e estoques de nutrientes para área de cerrado denso sem fogo sobre Latossolo Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE.

Fluxo / Estoque	-----kg/ha ou kg/ha/ano-----										
	C*	N _{total}	N _{orgânico}	Ca	K	Mg	P _{total}	S	C/Ca	C/N	C/P
Deposição atmosférica	19,5	4,24	2,0	3,59	1,53	0,50	0,008	0,72		10	
Lixiviação líquida de dossel ¹	103,7	-0,03	1,1	0,70	6,10	1,74	-0,002	0,24		94	
Estoque serapilheira	5989	123	-	46,9	10,5	12,8	4,6	8,2	49	49	1300
Lixiviação líquida da serapilheira ²	97,9	5,09	3,7	3,49	20,7	4,11	0,02	-0,32		26	
Fluxo de nutrientes para o solo ³	221,1	9,3	6,8	7,78	28,3	6,35	0,026	0,64		32	
Estoque biomassa epígea ⁴	17004	nd	-	62,8	81,0	30,1	12,6	nd	271		1340
Estoque biomassa hipógea ⁵	12424	103	-	66,9	54,9	19,2	8,8	13,2	186	120	1410
Estoque total da biomassa ⁶	35417	226 [#]	-	177	146	62,1	26,0	21,4	201	201	1360
Estoque no solo ⁷	107137	4576	-	77	81	25	2042	nd		23	414 ^{**}

1 - Calculado a partir da diferença entre o fluxo do lixiviado de dossel e o fluxo via deposição atmosférica

2 - Calculado a partir da diferença do fluxo medido para lixiviado de serapilheira e o fluxo calculado para lixiviado de dossel

3 - Deposição atmosférica + Lixiviado líquido de dossel + Lixiviado líquido de serapilheira.

4 - Biomassa epígea = biomassa arbustiva-arbórea + biomassa do estrato herbáceo. Estoques biomassa arbustiva-arbórea estimados a partir do trabalho de Silva (1990) levando-se em consideração uma densidade de árvores de 3150 para área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE (Nardoto, 2000), estoques biomassa do estrato herbáceo obtidos de Batmangian (1983).

5 - Dados de Biomassa obtidos de Klink (comunicação pessoal), concentrações de nutrientes determinadas para este trabalho, estoques de nutrientes em raízes até a profundidade de 800 cm.

6 - Estoque total biomassa = Estoque serapilheira + Estoque biomassa epígea + Estoque biomassa hipógea

7 - Estoques de nutrientes no solo até a profundidade de 100 cm

* - Dados de C na biomassa = 0,45 % da biomassa.

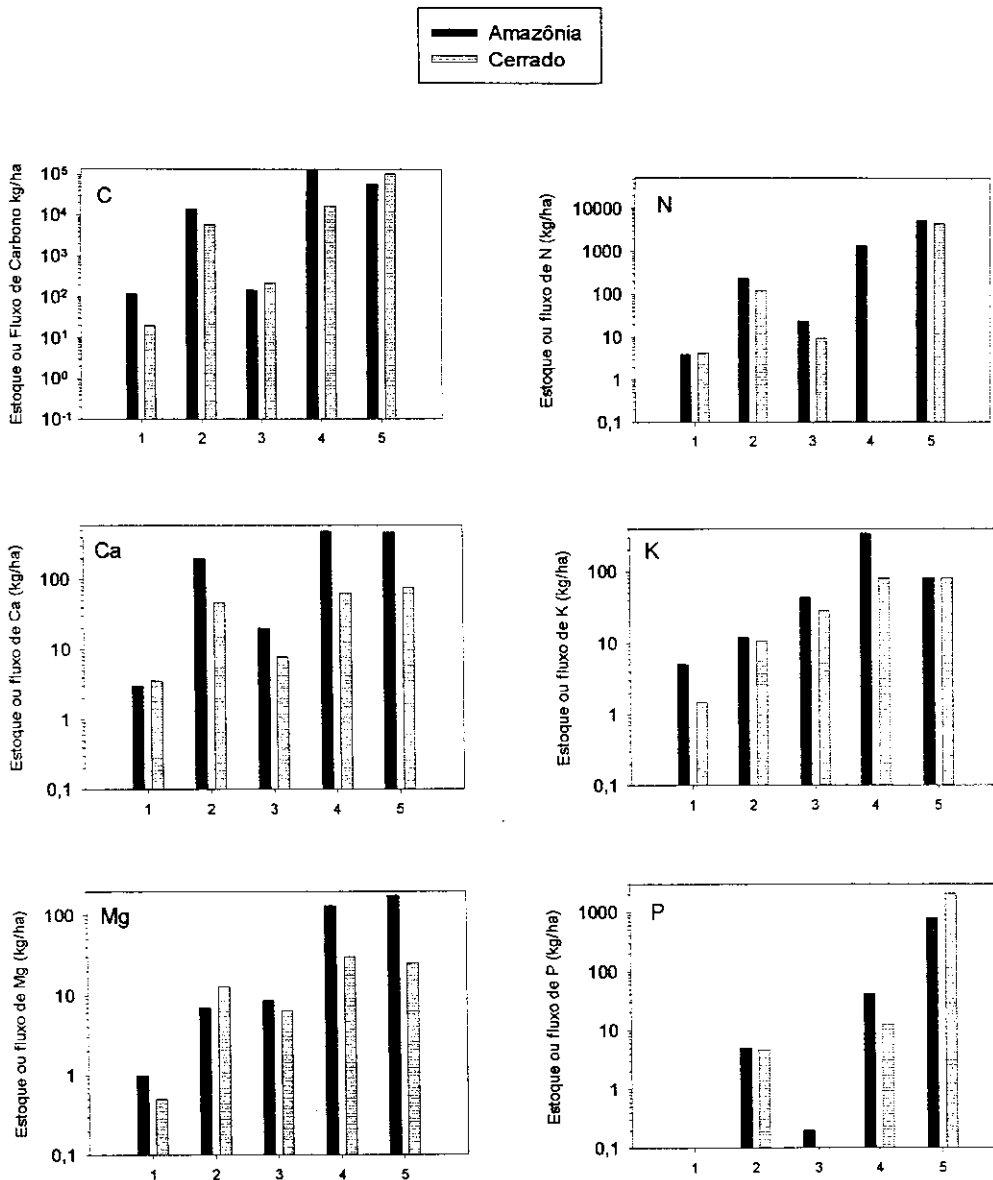
** - Razão obtida a partir do estoque total de carbono e P orgânico determinado por extração sequencial e C por combustão, estoque até 100 cm de profundidade de solo

- Soma da biomassa total = N na biomassa hipógea + N na biomassa da serapilheira

4.6. Comparação dos estoques e fluxos de Cerrado e Floresta Amazônica

Os dados obtidos no presente estudo foram comparados com aqueles obtidos para a floresta Amazônica por Markewitz e colaboradores (em preparação) no município de Paragominas, estado do Pará (Figura 23). A deposição atmosférica entre Cerrado e Amazônia foi semelhante entre os dois locais estudados. As diferenças maiores foram do fluxo de carbono orgânico dissolvido, que é seis vezes maior para a Amazônia (120 kg/ha/ano) que para o cerrado (19,5 kg/ha/ano) e o fluxo de K que é aproximadamente três vezes maior na Amazônia (5 kg/ha/ano) que no Cerrado (1,5 kg/ha/ano).

Se com relação à entrada de nutrientes via deposição atmosférica os dois sistemas são semelhantes, a floresta tropical mais biomassa e nutrientes estocados na biomassa (para biomassa da Amazônia ver Medina & Cuevas, 1989 e para biomassa do Cerrado ver Castro & Kauffman, 1998). Os fluxos de nutrientes para o solo são maiores para a Amazônia refletindo maiores taxas de transferência interna no sistema. Os maiores fluxos de nutrientes para o solo na Floresta Amazônica refletem taxas de decomposição mais altas e menores tempos de residência da serapilheira (Cornu *et al.*, 1997) que no Cerrado (ver Figura 5). São reciclados mais rapidamente e em maiores quantidades elementos essenciais para o crescimento das plantas como N, Ca, Mg e K, permitindo maiores taxas de produção primária, características das florestas tropicais. Os valores de P reciclados para o Cerrado são quase 10 vezes menores que o reciclado na floresta Amazônica, apesar de ambos serem baixos quando comparados ao encontrado na biomassa, e irrisórios frente ao estoque no solo. Isto demonstra uma possível semelhança para os dois sistemas, pois ambos são igualmente limitados pela disponibilidade de P (para Amazônia ver Gehring *et al.*, 1999, para o Cerrado ver Garofalo, 2001). Uma exceção é fluxo de carbono orgânico dissolvido (COD) que é maior no Cerrado que na Amazônia, e pode ter implicações na atividade microbiana do solo (Magill & Aber, 2000 a e b). Os estoques de Ca e Mg disponíveis no solo são maiores na Amazônia, K é aproximadamente igual, e os estoques de C e P totais são maiores no solo do Cerrado.



legenda das categorias do eixo X

- 1 - Fluxo via deposição atmosférica¹ 2 - Estoque serapilheira² 3 - Fluxo de nutrientes para o solo³
 4 - Estoque na biomassa Epígea⁴ 5 - Estoque no solo⁵

Figura 23. Comparação dos estoques e fluxos entre o Cerrado e a Floresta Amazônica Primária. Dados da Floresta Amazônica extraídos do trabalho de Markewitz *et al.* (em preparação). 1 - Dados de precipitação tipo "bulk precipitation"; 2 - estoque de nutrientes da serapilheira sobre o solo; 3 - Fluxo de nutrientes para o solo = fluxo total da lixiviação de serapilheira; 4 - Biomassa epígea cerrado calculada a partir de dados de Silva (1990) com a correção para densidade de arbóreas + biomassa do estrato herbáceo calculada por Batmanian (1983); 5 - estoques de nutrientes disponíveis no solo até a profundidade de 100cm com a respectiva correção para densidade aparente.

Os estoques de C nos solos do Cerrado mostram um balanço diferente ao apontado para a Floresta Amazônica (Markewitz *et al.*, em preparação). Se na floresta, o estoque na biomassa viva é duas vezes maior que o estoque de C até 100 cm do solo, no Cerrado ele é seis vezes maior no solo. Se alterações no estoque de biomassa viva são importantes para o ciclo do C na Floresta Amazônica, para o Cerrado as alterações importantes seriam as modificações do compartimento de C encontrado no solo.

A fração mineral do solo, principalmente os minerais não-cristalinos, reage com o C estabilizando-o ao longo da pedogênese (Torn *et al.*, 1997). A relação C/N aumenta com a profundidade (Figura 24) para o Latossolo estudado, um padrão não esperado. A mineralização biológica do N depende da oxidação de C (McGill & Cole, 1981). A decomposição dos resíduos orgânicos pelos microorganismos leva à incorporação de parte do carbono no tecido microbiano, com o resto sendo liberado na forma de CO₂, enquanto o N é convertido em NO₃⁻ e NH₄⁺, que será usado para síntese de moléculas orgânicas e novas células (Stevenson, 1982). Este processo de transformação do material orgânico do solo pelos microorganismos, leva a formação de moléculas orgânicas estáveis como substâncias húmicas, que possuem um menor razão C/N e a uma diminuição da razão C/N com a profundidade (Stevenson, 1982).

O padrão encontrado para o Latossolo deste trabalho diverge do esperado, onde ocorre um aumento da razão C/N com o aumento da profundidade. O carbono de maiores profundidades pode ser um carbono muito antigo, característica dos sedimentos que formaram o solo. A razão C/N para o fluxo de nutrientes para o solo é 32 (Tabela 27). A entrada de uma serapilheira com valores mais baixos para a razão C/N levaria a uma redução destes valores próximos a superfície do solo. Quanto maior a profundidade maior a influência do C antigo levando a uma maior razão C/N.

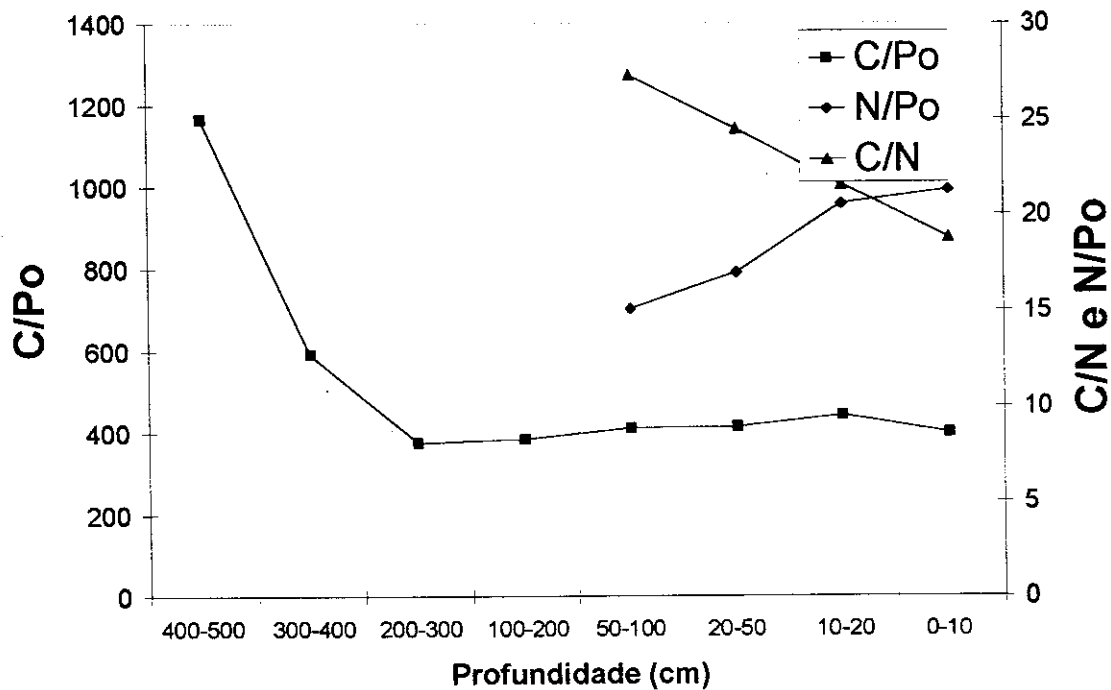


Figura 24. Razão entre os elementos C, N e Po com a profundidade para o Latossolo Vermelho-Escuro (Oxisol) estudado. Reserva Ecológica do IBGE, área de cerrado denso sem fogo.

4.7. Influência do fogo no ciclo de nutrientes do cerrado

O fogo é considerado um dos determinantes do Cerrado. O combustível fino (< 6 mm) oriundo principalmente do estrato herbáceo, alimenta as queimadas que ocorrem na região (Miranda *et al.*, 1996). Nestas queimadas a propagação da frente de fogo é rápida, a temperatura acima do solo pode atingir valores entre 85° e 840° C (Miranda *et al.*, 1993). As altas temperaturas perduram entre 20 e 270 segundos, dependendo da altura a partir do solo (Miranda *et al.*, in press). Devido ao curto tempo de residência da frente de fogo, as temperaturas do solo praticamente não modificam, alcançando no máximo 55° C a 1 cm de profundidade (Castro-Neves & Miranda, 1998).

Diversas plantas do Cerrado toleram altas temperaturas por possuírem casca espessa (Guedes, 1993); outras, apresentam rebrotamento à partir de remanescentes vegetativos na estação chuvosa subsequente às queimadas (Batmanian, 1983; Cardinot, 1998). Apesar das adaptações, altas taxas de mortalidade são reportadas para o estrato arbóreo-arbustivo,

principalmente quando as queimadas são freqüentes (a cada dois anos ou menos) (Sato *et al.*, 1998). Estas altas taxas de mortalidade alteram as taxas de regeneração das espécies lenhosas, em regimes de queima bianuais (Sato *et al.*, 1998) alterando a estrutura da vegetação, que se torna mais aberta (Moreira, 2000)..

Comumente, os estudos relativos ao fluxo e balanço de nutrientes em áreas queimadas de cerrado mostraram pequenas variações nas concentrações e pH do solo; estas modificações desapareceram até quatro meses após a queimada (Batmanian, 1983, Bustamante *et al.*, 1998). Outros trabalhos mostraram não haver diferenças na disponibilidade de nutrientes no solo entre áreas queimadas e não queimadas (Moreira, 2000). A temperatura do solo durante as queimadas não é suficiente para afetar os estoques de nutrientes no solo (Miranda *et al.*, no prelo). Batmanian (1983) demonstrou que os estoques de nutrientes do estrato herbáceo são quase totalmente repostos na primeira estação de crescimento após o incêndio. Além disso, foi reportado na literatura altas taxas de deposição atmosférica de nutrientes e conseqüentemente períodos de reposição de 1 a 3 anos após as queimadas (Coutinho, 1979). À partir de resultados como estes, reporta-se que os ciclos de nutrientes no Cerrado são resilientes pois as perdas são pequenas em relação aos estoques totais, e são repostas entre os intervalos de queima (Pivello & Coutinho, 1992).

Kauffman *et al.* (1994) estudaram um gradiente de vegetação que vai do campo limpo ao cerrado (sentido restrito) e nele comparou, à partir das diferenças nas intensidades das queimadas, o estoque de biomassa, o estoque de nutrientes e as perdas subseqüentes. O material combustível se altera de acordo com a densidade de lenhosas: nos tipos vegetacionais campestres, como o campo limpo, há o domínio de gramíneas e ciperácea, enquanto nas áreas savânicas como o cerrado (sentido restrito), o combustível é dominado pela serapilheira acumulada das dicotiledôneas lenhosas. O maior estoque de material combustível se encontra nas áreas de cerrado, mas devido aos teores de umidade, a intensidade da queimada é maior em áreas de campo limpo e campo sujo (menor densidade de lenhosas). A diminuição crescente dos estoques de nutrientes (em valores absolutos), é função do aumento do material combustível e conseqüentemente do aumento da dominância das espécies lenhosas.

Como os estoques de Ca, Mg e K são maiores na biomassa que no solo (Tabela 24), as perdas de biomassa levam à redução dos estoques destes elementos no Cerrado. A redução da biomassa arbustivo-arbórea, quando as queimadas são freqüentes, traduz-se no empobrecimento do ecossistema em relação ao Ca, Mg e K. A baixa capacidade do solo em reter os nutrientes mineralizados, oriundos da biomassa, aumentaria ainda mais as perdas. Houve aumento significativo dos fluxos de nutrientes na área queimada, principalmente pela lixiviação de serapilheira, que devido à mineralização dos nutrientes durante a passagem do fogo, aumentou o aporte de nutrientes para o solo quando comparados com a área sem queima (Figura 18). Os Latossolos do Cerrado têm baixa carga de superfície específica, e portanto não tem a capacidade de reter os nutrientes que são mineralizados na queimada. Os dados apresentados para área de cerrado denso de queima quadrienal, apontam para um padrão consistente de lixiviação de nutrientes no solo indicando uma possível perda do ecossistema (Figura 22).

Kauffman *et al.* (1994) concluíram que mesmo havendo perdas de N por volatilização, somente 2 % do estoque total de N do sistema é alterado pelas queimadas pois o grande reservatório deste nutriente (N total) é o solo. Porém, o fogo também altera as taxas de mineralização de N. A partir dos dados de Nardoto (2000), foi calculada uma redução nas taxas de mineralização de N de 14,7 para 3,6 kg/ha/ano em áreas de queima bienal no final da estação seca. As queimadas, portanto, causam perdas de N por volatilização, lixiviação e também por redução da taxa de mineralização de N a partir da matéria orgânica, tornando áreas queimadas muito mais limitadas por N.

O balanço dos estoques de nutrientes da área de cerrado denso com queima quadrienal indica perdas em todos nutrientes (Tabela 28). O balanço de deposição atmosférica e perdas via queimadas fornecem tempos de reposição variáveis, menores sempre para Ca e K, justamente por apresentarem maiores taxas de reposição atmosférica. Apesar de apresentar pequenas perdas em termos absolutos, o tempo de reposição de P pode chegar a 213 anos mesmo após a ocorrência de um único evento de queima, pois a deposição atmosférica é muito baixa. Estes dados indicam um ecossistema que ao longo do tempo tende a ser cada vez mais empobrecido em relação a P, mesmo em regimes de queima considerados menos impactantes, como o regime quadrienal. Além

Tabela 28 . Estimativas das perdas de nutrientes devido à queimada e o respectivo tempo de reposição via deposição atmosférica para as área de cerrado denso sem fogo e de queima quadrienal sobre Latossolo Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE.

Fluxo /	N	P	K	Ca	Mg	S
Tempo de reposição						
Deposição atmosférica (kg/ha/ano)	4,24	0,008	1,53	3,59	0,50	0,72
perdas área queimada ¹ (kg/ha)	25,3	0,7	12,8	15,3	6,4	2,5
Tempo de reposição (anos)	6	88	8	4	13	3
perdas área sem queima ² (kg/ha)	65,4	1,7	8,4	22,9	7,5	5,7
Tempo de reposição (anos)	15	213	5	6	15	8

1 - Cálculo de perda levando-se em consideração a diferença entre estoque de nutrientes no material combustível e estoque das cinzas depositadas no solo.

2 - Cálculo de reposição levando-se em consideração o estoque de nutrientes da serapilheira apenas e as taxas de perdas calculadas para área de queima quadrienal.

do aspecto de balanço de P, também podem ocorrer modificações nas frações de P no solo devido ao regime de queima (ver capítulo 2).

Os tempos de reposição de N estão sendo super-estimados pois não levam em consideração a fixação biológica do N. Os trabalhos de Coutinho (1979) e Kauffman *et al.* (1994) também não determinaram os valores para tempo de reposição para N (Coutinho, 1979). As perdas mostradas na Tabela 28, seriam, portanto, ainda maiores devido aos processos de lixiviação de nutrientes e redução de biomassa viva das lenhosas, já discutidos anteriormente.

Os resultados deste estudo realizado em área de cerrado denso da Reserva Ecológica do IBGE, não concordam totalmente com as hipóteses levantadas sobre os efeitos do fogo na ciclagem de nutrientes do Cerrado. Os estudos anteriores descrevem um sistema pobre em nutrientes, onde as perdas são mínimas, repostas entre os períodos sem fogo e onde as alterações nos ciclos dos nutrientes causadas por queimadas não tem maiores conseqüências na determinação do gradiente das fitofisionomias (Batmanian & Haridasan, 1985; Kauffman *et al.*, 1994). Nestes trabalhos, o fogo seria apenas um agente modificador da estrutura da vegetação, alterando a dominância entre o estrato herbáceo e o arbustivo-

arbóreo (Moreira, 2000). Porém, as perdas à partir dos estoques da biomassa são potencialmente maiores, e o tempo de reposição via deposição atmosférica mais longo. Além disso, à partir dos resultados obtidos neste estudo, postula-se que há grandes perdas via lixiviação, o que empobreceria ainda mais o ecossistema. A própria alteração da estrutura lenhosa causada pelo fogo, já levaria à grande alteração nos reservatórios dos nutrientes que predominam na biomassa.

5. CONCLUSÕES

- A partir das medições de deposição atmosférica de nutrientes, determinou-se que o tempo de reposição atmosférica dos nutrientes estudados é distinto. Mesmo sem considerar perdas por lixiviação, de modo geral, as perdas causadas pelas queimadas e os períodos de reposição têm sido subestimados no Cerrado.
- As taxas de decomposição estimadas para o Cerrado foram baixas; os valores de meia vida e tempo de residência, altos. A conjunção destes fatores torna o ecossistema, que já possui baixos estoques de nutrientes no solo, ainda mais limitado. As queimadas aumentam os fluxos de nutrientes para o solo, à partir da mineralização da serapilheira, mas as perdas via volatilização e lixiviação são grandes, o que empobrece o ecossistema ainda mais, podendo limitar a produtividade primária.
- A comparação entre a área de Cerrado sobre Latossolo argiloso da Reserva ecológica do IBGE, com a área de Floresta Amazônica de Paragominas sobre Latossolo argiloso, indica que a ciclagem e os estoques de nutrientes na biomassa, são menores para a área Cerrado quando comparado a área de floresta. Para a floresta em Paragominas os solos apesar de pobres, de modo geral, tem maiores estoques de Ca e Mg disponíveis, maior capacidade de troca de cátions, e maiores fluxos de nutrientes via decomposição da serapilheira.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdala, G. C.; Caldas, L. S.; Haridasan, M. & Eiten, G. 1998. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a Cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Ecology* 2: 11-23.
- Artaxo, P.; Fernandez, E. T.; Martins, J. S.; Yamasoe, M. A.; Hobbs, P. V.; Maenhaut, W.; Longo, K. M. & Castanho, A. 1998. Large-scale aerosol source apportionment in Amazonia. *Journal of Geophysical Research* 103(D24): 31837-31847.
- Askew, G. P.; Moffatt, D. J.; Montgomery, R. F. & Searl, P. L. 1971. Soils and soil moisture as factors influencing the distribution of the vegetation formations of the Serra do Roncador, Mato Grosso. *Anais do III Simpósio sobre o Cerrado*. Editora Edgard Blücher. pp 150-163.
- Bahia-Filho, A. F. C.; Braga, J. M.; Resende, M. & Ribeiro, A. C. 1983. Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de latossolos do Planalto Central. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 7: 221-226.
- Batmanian, G. J. & Haridasan, M. 1985. Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of central Brazil. *Plant and Soil* 88: 437-440.
- Batmanian, G. J. 1983. *Efeitos do fogo sobre a produção primária e acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um Cerrado*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 87p.
- Belsky, A. J. 1990. Tree/grass ratios in East African savannas: a comparison of existing models. *Journal of Biogeography* 17: 483-490.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 13-22.
- Brady, N. C. 1979. *Natureza e propriedade dos solos*. 5ª ed, Livraria Freira Bastos. São Paulo. 647p.
- Bubb, K. A.; Xu, Z. H.; Simpson, J. A. & Saffigna, P. G. 1998. Some nutrient dynamics associated with litterfall and litter decomposition in hoop pine plantations of southeast Queensland, Australia. *Forest Ecology and Management* 110: 343-352.
- Bustamante, M. M. C.; Nardoto, F. B. Castro, C. R.; Garofalo, C. R. Nardoto, G. B. & Silva, M. R. S. 1998. Effect of prescribed fires on the inorganic-N concentration in soil of cerrado areas and on the assimilation of inorganic-N by wood plants. In D. X. Viegas, ed., *Proceedings of the 14th Conference on fire and forest meteorology* 2: 1361-1379. Coimbra, Portugal: University of Coimbra.
- Cardinot, G. K. 1998. *Efeitos de diferentes regimes de queimas nos padrões de rebrotamento de Kielmeyera coriacea Mart. e Roupala montana Aubl., duas espécies típicas do cerrado*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 76p.
- Castro, E. A. & Kauffman, J. B. 1998. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology* 14: 263-283.
- Castro-Neves, B. M. & Miranda, H. S. 1996. Efeitos do fogo no regime térmico do solo de um campo sujo de cerrado. In H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias, orgs., *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília, Brazil: ECL/UnB. pp. 20-30.
- Cavalcanti, L. H. 1978. *Efeito das cinzas resultantes da queimada sobre a produtividade do estrato herbáceo subarbustivo do cerrado de Emas*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Brasil.
- Chadwick, O. A.; Derry, L. A.; Vitousek, P. M.; Huebert, B. J. & Hedin, L. O. 1999. Changing sources of nutrients during four million years of ecosystem development. *Nature* 397: 491-497.
- Constantino, R. 1988. *Influência da macrofauna na dinâmica de nutrientes do folhedo em decomposição em Cerrado sensu stricto*. Tese de mestrado em Ecologia, UnB, 68p.
- Cornu, S.; Luizão, F.; Rouiller, J. & Lucas, Y. 1997. Comparative study of litter decomposition and mineral element release in two amazonian forest ecosystems: litter bag experiments. *Pedobiologia* 41: 456-471.
- Coûteaux, M. M. & Berg, P. B. B. 1995. Litter decomposition climate and litter quality. *Tree* 10(2): 63-66.
- Coutinho, L. M. 1979. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III - A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. *Revista Brasileira de Botânica* 2: 97-101.
- Coutinho, L. M. O Cerrado: a ecologia do fogo. *Ciência Hoje* 12: 22-30.
- Furley, P. A. & Ratter, J. A. 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography* 15: 97-108.
- Garofalo, C. R. 2001. *Efeitos do aumento da disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de cerrado strictu sensu*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 89p.

- Gehring, C.; Denich, M.; Kanashiro, M. & Vlek, P. L. G. 1999. Response of secondary vegetation in Eastern Amazonia to relaxed nutrient availability constraints. *Biogeochemistry* 45: 223-241.
- Gonzales, M. I.; Miranda, H. S.; Moreira, A. G.; Ribeiro, M. C. L. B. & Franco, A.C. 1997. Pesquisa ecológica de longo prazo em uma unidade de conservação do cerrado: Reserva Ecológica do IBGE. *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. 15-23 de novembro. Curitiba – Paraná.
- Goodland, R. & Pollard, R. 1972. The Brazilian Cerrado vegetation a fertility gradient. *Journal of Ecology* 61(1): 219-225.
- Goodland, R. 1971a. Oligotrofismo e alumínio no Cerrado. *Anais do III Simpósio sobre o Cerrado*. Editora Edgard Blücher. pp 44-60.
- Goodland, R. 1971b. The Cerrado Oxisols of the Triângulo Mineiro, Central Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 43: 407-414.
- Guedes, D. M. 1993. *Resistência das árvores do Cerrado ao fogo: papel da casca como isolante térmico*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB.
- Hamadi, Z.; Steinberger, Y.; Kutiel, P.; Lavee, H. & Barness, G. 2000. Decomposition of *Avena sterilis* litter under rid conditions. *Journal of Arid Environments* 46: 281-293.
- Haridasan, M. 1992. Observations on soils, foliar nutrient concentrations and floristic composition of cerrado *sensu stricto* and cerradão communities in central Brazil. In P. A. Furley, J. Proctor & Ratter, J. A. (eds). *Nature and Dynamics of Forest – Savanna Boundaries*. Chapman & Hall, London. pp 171-184.
- Harmon, M. E.; Nadelhoffer, K. J. & Blair, J. M. 1999. Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter. In G. P. Robertson; D. C. Coleman; C. S. Bledsoe & Sollins, P (eds.). *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press, Oxford, UK. pp 202-240.
- Hobbie, S. E. & Vitousek, P. M. 2000. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. *Ecology* 81(7): 1867-1877.
- Johnson, C. M.; Vieira, I. C. G.; Zarin, D. J.; Frizano, J. & Johnson, A. H. 2001. Carbons and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazônia. *Forest Ecology and Management* 147: 245-252.
- Jordan, C. F. & Herrera, R. 1981. Tropical rain forest: Are nutrients really critical? *The American Naturalist* 117(2): 167-180.
- Jordan, C. F. 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Rain Forest Ecosystems*. John Wiley & Sons. Chichester. 190p.
- Jorgensen, J. R.; Wells, C. G. & Metz, L. J. 1980. Nutrient changes in decomposing Loblolly Pine forest floor. *Soil Science Society of America Journal* 44: 1307-1314.
- Kauffman, J. B.; Cummings, D. L. & Ward, D. E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology* 82: 519-531.
- Kuo, S. 1996. Phosphorus. In: Sparks, D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis, Part 3-Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, WI. pp.869-920.
- Laskowski, R.; Niklinska, M. & Maryanski, M. 1995. The dynamics of chemical elements in forest litter. *Ecology* 76(5): 1393-1406.
- Lathwell, D. J. & Grove, T. L. 1986. Soil-plant relationship in the tropics. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 1-16.
- Laurence, W. F.; Fearnside, P. M.; Laurence, S. G. Delamonica, P.; Lovejoy, T. E.; Merona, J. M. R.; Chambres, J. Q. & Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 118: 127-138
- Leal, J. R. & Velloso, C. X. 1973. Adsorção de fosfato em Latossolos sob vegetação de Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 8: 81-88.
- Lopes, A. S. & Cox, F. R. 1977a. A survey of the fertility status of surface under "Cerrado" vegetation in Brazil. *Soil Science Society of America Journal* 41: 742-747.
- Lopes, A. S. & Cox, F. R. 1977b. Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. *Agronomy Journal* 69: 828-831.
- Lopes, A. S. & Cox, F. R. 1979. Relação de características físicas, químicas e mineralógicas com fixação de fósforo em solos sob cerrados. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 3: 82-88.
- Macedo, J. & Bryant, R. B. 1987. Morphology, mineralogy, and genesis of a hydrosquence of Oxisols in Brazil. *Soil Science Society of America Journal* 51: 690-698.
- Macedo, J. 1986. *Morphology, mineralogy, and genesis of a hydrosquence of Oxisols in Brazil*. Tese de Mestrado. Cornell University. 73p.
- Magill, A. H. & Aber, J. D. 2000a. Dissolved organic carbon and nitrogen relationships in forest litter as affected by nitrogen deposition. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 603-613.

- Magill, A. H. & Aber, J. D. 2000b. Variation in soil net mineralization rates with dissolved organic carbon additions. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 597-601.
- Markewitz, D.; Davidson, E.; Moutinho, P. & Nepstad, D. Nutrient loss and redistribution after clearing on a highly weathered soil in Amazonia. (Manuscrito em preparação).
- McClung, A. C. & Freitas, L. M. M. 1959. Sulfur deficiency in soils from Brazilian campos. *Ecology* 40(2): 315-317.
- McGill, W. B. & Cole, C. V. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma* 26: 267-286.
- McGrath, D. A.; Comerford, N. B. & Duryea, M. L. 2000. Litter dynamics and monthly fluctuations in soil phosphorus availability in an Amazonian agroforest. *Forest Ecology and Management* 131: 167-181.
- McLaren, A. D. & Peterson, G. H. 1967. *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, Inc. New York. 509p.
- Medina, E. & Cuevas, E. 1989. Patterns of nutrient accumulation and release in Amazonian forests of upper Rio Negro basin. In: J. Proctor (ed). *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems*. Blackwell, Oxford, pp 217-240.
- Meirelles, M. L. & Henriques, R. P. 1992. Produção primária líquida em área queimada de campo sujo de cerrado (Planaltina-DF). *Acta Botanica Brasílica* 6(2): 3-14.
- Meirelles, M. L.; Klink, C. A. & Silva, J. C. S. 1997. Um modelo de estados y transiciones para el cerrado Brasileño. *Ecotropicos* 10(2): 45-50.
- Miranda, A. C.; Miranda, H. S.; Dias, I. F. O. & Dias B. F. S. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 313-320.
- Miranda, H. S.; Bustamante, M. M. C. & Miranda, A. C. The fire factor. (manuscrito em preparação).
- Miranda, H. S.; Rocha e Silva, E. P. & Miranda, A. C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias, (orgs.), *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília, Brazil: ECL/UnB. pp. 1-10
- Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.
- Murphy, J. & Riley, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- Musvoto, C.; Campbell, B. M. & Kirchmann, H. 2000. Decomposition and nutrient release from mango and miombo woodland litter in Zimbabwe. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1111-1119.
- 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. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 90p.
- Oliveira, R. S. 1999. Padrões sazonais de disponibilidade de água nos solos de um cerrado denso e um campo sujo e evapotranspiração. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 69p.
- Oliveira, S. A. 1988. Adsorção de fósforo em solos do Distrito Federal. *VI Simpósio Sobre o Cerrado*. Embrapa. Planaltina. pp 825-839.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44 (2): 322-331.
- Owusu-Bennoah, E.; Szilas, C.; Hansen, H. C. B. & Borggaard, O. K. 1997. Phosphate sorption in relation to aluminum and iron oxides of Oxisols from Ghana. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28: 685-697.
- Paul, E. A. & Clark, F. E. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. San Diego. 275p.
- Peres, J. R. R.; Suhel, A. R.; Vargas, M. A. T. & Drozdowicz, A. 1983. Litter production in areas of Brazilian "Cerrados". *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 18(9): 1037-1043.
- Pivello, V. R. & Coutinho, L. M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology* 8: 487-497.
- Ratter, J. A.; Askew, G. P.; Montgomery, R. F. & Gifford, D. R. 1978. Observations on forests of some mesotrophic soils in central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 1: 47-58.
- Reatto, A.; Correia, J. R. & Spera, S. T. 1998. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: S. M. Sano & S. P. Almeida. *Cerrado: Ambiente e Flora*. Embrapa. Planaltina-DF. pp 47-86.
- Richter, D. D. & Babbar, L. I. 1991. Soil diversity in the tropics. *Advances in Ecological Research* 21: 315-389.
- Sato, M. N. & Miranda, H. S. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima. In H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias, orgs., *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília, Brazil: ECL/UnB. pp.102-111.

- Sato, M. N.; Garda, A. A. & Miranda, H. S. 1998. Effects of fire on the mortality of woody vegetation in Central Brazil. In D. X. Viegas, ed., *Proceedings of the 14th Conference on fire and forest meteorology 2: 1777-1784*. Coimbra, Portugal: University of Coimbra.
- Schlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press. New York. 588p.
- Silva, F. C. 1990. *Compartilhamento de nutrientes em diferentes componentes da biomassa aérea em espécies de um cerrado*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 80p.
- Silva, G. T.; Sato, M. N. & Miranda, H. S. Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. In H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias (orgs.). *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília, Brazil: ECL/UnB. pp. 93-101.
- Silva, I. 1983. *Alguns aspectos da ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado (Brasília-DF): chuva, produção e decomposição de liter*. Tese de Mestrado, UnB, 86p.
- Singh, R.; Möller, M. R. F. & Ferreira, W. A. 1983. Cinética da sorção de fósforo em solos dos trópicos úmidos da Amazônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 7: 227-231.
- Stevenson, F. J. 1982. *Humus chemistry*. John Wiley & Sons, Inc, USA. 443p.
- Sumner, M.E. & Miller, W. P. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. In: Sparks, D.L. (ed.). *Methods of Soil Analysis, Part 3-Chemical Methods*. Soil Science Society of America. Madison, WI. pp.1201-1230.
- Thomas, G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. In: Sparks, D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis, Part 3-Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, WI. pp.475-490.
- Torn, M. S.; Trumbore, S. E.; Chadwick, O. A.; Vitousek, P. M. & Hendricks, D. M. 1997. Mineral control of soil carbon storage and turnover. *Nature* 389: 170-173.
- Tucci, C. A. F. 1991. *Disponibilidade de fósforo em solos da Amazônia*. Tese de Doutorado, Universidade de Viçosa. 142p.
- Velloso, A. C. X. 1975. Adsorção de nitrato em Latossolos sob vegetação de cerrado. *Turrialba* 25(4): 404-409.
- Vitousek, P. M. & Sanford, R. L. Jr. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 137-167.
- Zorzo, M. 1993. *Efeito da aplicação de calcário e gesso nas propriedades eletroquímicas em solos do Distrito Federal*. Tese de Mestrado em Agronomia, UnB, 167p.

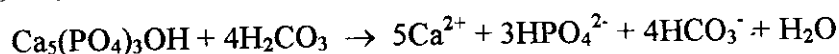
Capítulo 2

1. INTRODUÇÃO

A biogeoquímica tradicional divide os elementos entre os derivados da atmosfera e os derivados de rochas. O nitrogênio e o carbono têm uma importante fase gasosa e são retidos pela biota por processos como fotossíntese, fixação biológica de nitrogênio e por deposição da atmosfera. Magnésio, cálcio, potássio e fósforo originam-se do intemperismo de rochas (Schlesinger, 1997). Assim, a longo prazo, os solos teriam suas reservas de minerais intemperizáveis esgotadas, alcançando um estado terminal e irreversível de ausência de nutrientes derivados de rochas (Chadwick *et al.*, 1999).

Um modelo geoquímico prevê a distribuição de um determinado elemento, sua disponibilidade, seu balanço de massa em períodos curtos e geológicos (Schlesinger, 1997). Certos elementos, como cálcio e magnésio são perdidos mais rapidamente com o intemperismo do solo por serem mais solúveis (Chadwick *et al.*, 1999). O fósforo possui uma mobilidade menor, determinada pelas reações químicas dos compostos de fósforo no solo. O fósforo hidratado e dissociado no solo é altamente reativo com minerais como óxidos de ferro e com compostos orgânicos, sendo muito menos suscetível à lixiviação (Walker & Syers, 1976; Cross & Schlesinger, 1995; Chadwick *et al.*, 1999;).

O modelo descrito para a biogeoquímica do fósforo presume que em solos mais jovens a disponibilidade do fósforo seja determinada pelo intemperismo e pela fração de fosfato adsorvido eletrostaticamente a partículas do solo (fósforo não ocluso) (Figura 1) (Walker & Syers, 1976). O principal mineral primário com conteúdo significativo de fósforo é hidroxiapatita, que sofrendo intemperismo, libera fósforo de acordo com a seguinte equação (Schlesinger, 1997):



A fração orgânica é mais representativa nos horizontes superficiais e sua importância aumenta com o grau de intemperismo do solo. A fração oclusa é mais representativa em solos mais antigos. Em solos ácidos, derivados de rocha basáltica, a tendência é um aumento das frações oclusas, devido a reação do fósforo com os óxidos de ferro e alumínio. Quando o estágio final de intemperismo do solo é alcançado as frações dominantes são fósforo orgânico e ocluso (Figura 1) (Walker & Syers, 1976).

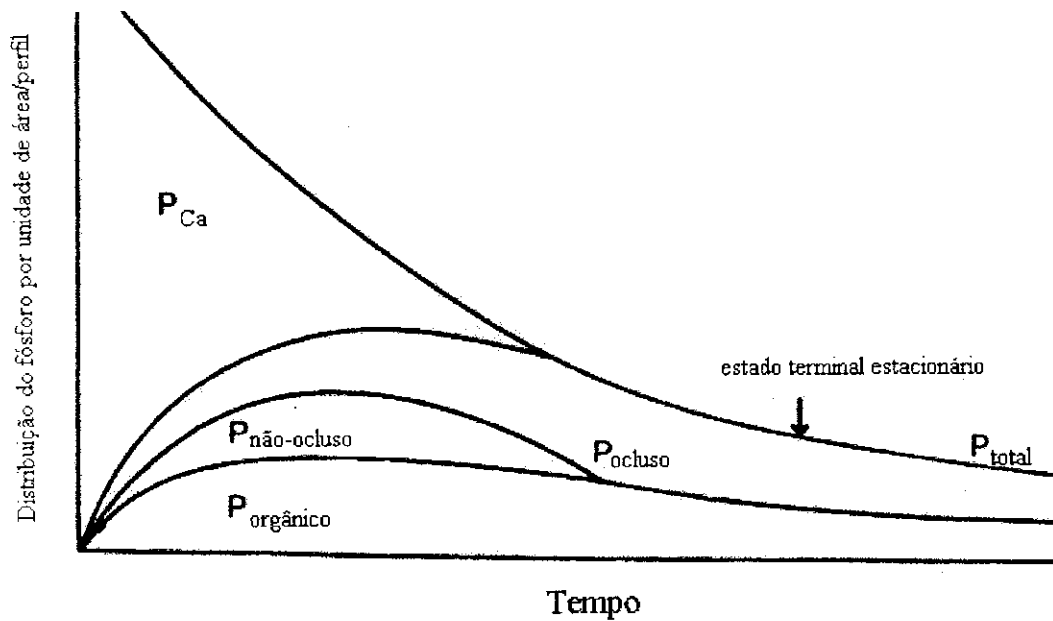


Figura. 1. Modelo de mudanças na forma e quantidades de fósforo no solo com o tempo (Walker & Syers, 1976).

Em ecossistemas naturais, os processos geoquímicos determinam em períodos geológicos a distribuição de fósforo nos solos. Mas são os processos biológicos que determinam sua disponibilidade para o crescimento vegetal, através da mineralização da matéria orgânica (Cross & Schlesinger, 1995). A determinação das frações de fósforo no solo permite inferências sobre sua dinâmica no ecossistema e fornece dados para modelos biogeoquímicos.

A extração seqüencial é utilizada para a determinação das frações orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo. A amostra é submetida a extratores com diferentes forças iônicas, e as frações extraídas são então correlacionadas com as frações biogeoquímicas de fósforo no solo (Agbenin & Tiessen, 1994). A interpretação dos dados obtidos pela extração seqüencial de fósforo é baseada no entendimento da ação de seus extratores, sua seqüência e a sua relação com as propriedades físicas e químicas do solo (Tiessen & Moir, 1993). As frações de fósforo são determinadas por extratores ácidos (HCl 1 M extrai o fósforo ligado a cálcio e HCl concentrado extrai parte do fósforo residual) e extratores básicos ($NaHCO_3$ extrai o fósforo eletrostaticamente adsorvido na superfície de minerais e NaOH extrai o fósforo associado aos fosfatos de ferro e alumínio amorfos e cristalinos). As frações consideradas disponíveis são bicarbonato-P inorgânico (P_i) e resina de troca aniônica. A estabilidade e disponibilidade das frações orgânicas já são menos claramente

definidas. A fração bicarbonato é tida como a fração facilmente mineralizável e contribui para a disponibilidade de fósforo para as plantas (Tiessen & Moir, 1993).

Cross & Schlesinger (1995) propuseram dois componentes principais para o ciclo biogeoquímico do fósforo, que seria composto de frações geoquímicas (frações inorgânicas) e de frações orgânicas. O fósforo orgânico seria a soma das frações orgânicas das extrações bicarbonato, hidróxido de sódio e ácido clorídrico, enquanto a fração geoquímica seria a soma das extrações inorgânicas, respectivamente, mais o fósforo residual e resina. Em solos jovens predomina a fração geoquímica (95 %) enquanto que em solos intemperizados as formas orgânicas contribuem de maneira mais significativa (35 % em Latossolos) tanto para o fósforo total como para o disponível (Cross & Schlesinger, 1995).

Os solos do Cerrado são muito diversos, mas em sua maioria são Latossolos (Reatto *et al.*, 1998), que são classificados como solos altamente intemperizados (Buol *et al.*, 1973). O clima úmido e quente dos trópicos associado ao longo tempo de exposição aos processos de intemperismo, provocaram a modificação química dos minerais primários e os transformaram em minerais secundários, causando a perda de muitos nutrientes essenciais para as plantas, e empobrecimento destes solos (Lathwell & Grove, 1986). Nos solos dos Cerrados como descritos para os solos tropicais, a fração orgânica de fósforo (fósforo ligado a grupos carbônicos) assume grande importância tanto na disponibilidade quanto na representatividade no ciclo biogeoquímico sendo que o fósforo ocluso é o componente geoquímico predominante (Lilienfein *et al.*, 2000).

O Cerrado brasileiro é um ecossistema de clima tropical estacional que sofre queimadas frequentes especialmente no final do período seco. Este regime de queima associado às características tróficas e clima sazonal são considerados os determinantes da vegetação (Eiten, 1972). As queimadas liberam os nutrientes retidos nos tecidos vegetais rapidamente, e portanto, em solos muito pobres, a ocorrência de queima se torna importante na dinâmica de nutrientes. A rápida liberação de nutrientes pode promover um enriquecimento temporário dos solos, causar a perda destes nutrientes pela exportação de cinzas, erosão e lixiviação ao longo do perfil do solo (Kauffman *et al.*, 1994).

A elevação da temperatura do solo durante as queimadas pode provocar a redução da matéria orgânica do solo devido à combustão, reduzindo as frações orgânicas de fósforo

(Saá *et al.*, 1994). As queimadas também promovem a deposição de cinzas, que contêm quantidades variáveis de fósforo, e podem aumentar a disponibilidade de fósforo no solo. De maneira geral, é esperado um aumento na disponibilidade de fósforo logo após as queimadas, porém a influência do regime de queima no ciclo biogeoquímico do fósforo e em suas frações ainda não foi determinada para o Cerrado.

Objetivo

Este trabalho tem como objetivo medir os compartimentos do ciclo biogeoquímico do fósforo no solo para uma área de cerrado e a influência de queimadas sobre este ciclo. A extração sequencial de fósforo será utilizada para quantificar as frações de fósforo no solo e os efeitos das queimadas nestas frações.

Hipóteses e resultados esperados

1) A fração de P oclusa (extraída em HCl concentrado e residual) seria a fração mais importante para Latossolos altamente intemperizados (Smeck, 1985), enquanto que a fração orgânica total (Po total) seria a segunda fração em termos de magnitude. Para as frações disponível (extraída por NaHCO_3), e de média disponibilidade (extraída com NaOH) espera-se reduções com o aumento da profundidade, predominando as frações inorgânicas oclusas.

2) As queimadas alterariam as frações orgânicas de fósforo no solo, causando uma redução da fração orgânica, principalmente na fração considerada mais disponível (extraídas com bicarbonato de sódio). Esta redução na fração orgânica seria compensada por um aumento na disponibilidade do fósforo na fração prontamente disponível (fósforo não ocluso, adsorvido eletrostaticamente). As queimadas devem promover, portanto, um enriquecimento a curto prazo do fósforo no solo. Mas, a médio e longo prazo, devido à redução nas frações orgânicas, a disponibilidade de fósforo deve ser diminuída. A fração orgânica das extrações por bicarbonato de sódio e hidróxido de sódio seria reduzida após a queimada, aumentando as respectivas frações inorgânicas.

2 – MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Análise sequencial de fósforo

O estudo das transformações do fósforo no solo é determinada pela extração sequencial (Figura 2), que separa as principais frações inorgânicas e orgânicas em diferentes graus de biodisponibilidade (Tiessen & Moir, 1993).

Para este estudo, as etapas de troca aniônica e HCl 1 M não foram feitas. A fração resina é extraída na fração bicarbonato, sendo portanto parte da fração disponível de fósforo. Quanto ao HCl 1 M é um extrator para fósforo ligado a Ca, fração esta de pouca representatividade nos solos intemperizados trabalhados.

As amostras de solo foram extraídas em duplicata e 0,5 g de solo seco foi pesado em balança analítica. As amostras de solo foram colocadas em tubos de centrífuga de 50 ml e aos tubos de centrífuga foi adicionado 30 ml de uma solução 0,5 M de NaHCO_3 (corrigida para $\text{pH} = 8,5$). Os tubos foram colocados para agitar por 16 horas à 120 rpm. Após a agitação, os tubos foram colocados para centrifugar a 4500 rpm por 10 minutos. O sobrenadante foi posteriormente filtrado (filtro 0,45 μm de poro) para outro tubo. Qualquer resíduo de solo no filtro deve ser recolocado no tubo de centrífuga com um volume conhecido de uma solução de 0,1 M de NaOH. Determina-se as concentrações de fósforo total (Pt) e inorgânico (Pi) para o extrato NaHCO_3 .

Os tubos de centrífuga com as amostras de solo foram completados para 30 ml com mais solução de 0,1 M de NaOH. Os tubos foram colocados novamente para agitar por 16 horas à 120 rpm. Após a agitação, novamente o solo foi recuperado por centrifugação a 4500 rpm. O sobrenadante foi filtrado para um novo tubo. Determina-se as concentrações de Pt e Pi para o extrato NaOH. Aos tubos de centrífuga com as amostras de solo foi então adicionado 15 ml de HCl 37%. Os tubos foram colocados para aquecer em banho-maria a 80° C por 25 minutos. Os tubos foram então retirados do banho quando foi adicionado mais 5 ml de HCl 37%. Após 1 hora os tubos foram centrifugados e o sobrenadante foi transferido para um novo tubo. O volume do sobrenadante do extrato HCl foi completado com água destilada para 50 ml. Determinou-se as concentrações de Pt e Pi para o extrato HCl concentrado. Os tubos de centrífuga com o solo remanescente foram colocados para secar. Após a secagem uma parte do solo dos tubos de centrífuga foi pesada e colocada em

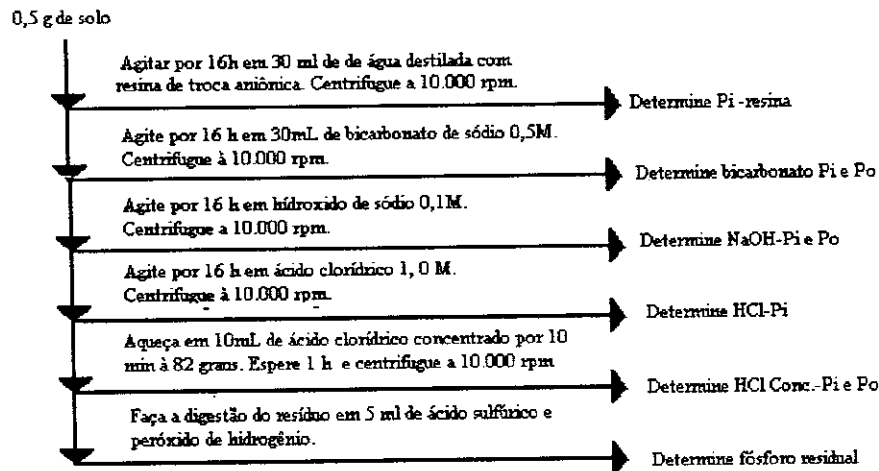


Figura 2. Diagrama da extração sequencial de fósforo. Pi é a fração inorgânica de fósforo que é determinada após a precipitação da matéria orgânica em cada extração. Po é a fração orgânica do fósforo determinada pela diferença entre o fósforo inorgânico e fósforo total. O fósforo total é determinado pela digestão do extrato com persulfato de amônia (adaptado de Tiessen & Moir, 1993; Agbenin & Tiessen, 1994).

tubos para digestão. A estes tubos foi adicionado 5 ml de ácido sulfúrico (com ácido salicílico como catalisador) e 4 ml de H_2O_2 e colocados em um bloco digestor a $320^\circ C$. Após a digestão foi adicionado aos tubos, água até o volume de 75 ml. O sobrenadante foi analisado para concentração de fósforo residual. Amostras de solo independentes foram pesadas para determinação da concentração de fósforo total. Estas amostras foram digeridas com H_2SO_4 e H_2O_2 diretamente. Esta análise denomina-se fósforo total independente (P_{ind}).

Em cada extrato são determinadas as parcelas orgânica (Po) e inorgânica (Pi) de P. Para determinação de Pi é necessário a retirada da matéria orgânica dissolvida no extrato. Para cada extrato foi realizado um procedimento diferente. Para o extrato $NaHCO_3$ foi separada uma alíquota de 10 ml para tubos de centrífuga e adicionado 6 ml de 0,9 M de H_2SO_4 , esta alíquota acidificada foi colocada em geladeira por meia hora, posteriormente centrifugada por 10 min a 4500 rpm, o sobrenadante retirado e analisado para concentração de fósforo com o método azul de molibdato. Para determinação de Pi no extrato NaOH seguiram-se os mesmos passos, mas foi utilizado um volume de 1,6 ml de 0,9 M de ácido sulfúrico para acidificar a amostra. A determinação de Pi no extrato HCl concentrado foi feita de maneira direta com o método azul de molibdato, utilizando-se uma alíquota de 5 ml do extrato.

Para determinação do fósforo total nos extratos NaHCO_3 e NaOH foram separadas alíquotas de 5 ml que foram digeridas com persulfato de amônio e ácido sulfúrico em alíquotas diferentes para cada extrato. Os tubos com as amostras foram autoclavados por 60 min para os extratos NaHCO_3 e HCl e 90 min para o extrato NaOH . Posteriormente à digestão com persulfato foi determinada a concentração de fósforo com o método azul de molibdato. As concentrações de fósforo orgânico (Po) foram determinadas pela diferença entre o Pt e Pi.

A extração seqüencial associada ao tratamento de fumigação com clorofórmio permite a determinação da fração orgânica de fósforo que faz parte da biomassa microbiana (Demetz & Insam 1999). Esta técnica foi utilizada para amostras frescas de solo. As amostras foram coletadas e mantidas na sua umidade de campo em geladeira (temperatura de 4° C) até sua análise. O tempo máximo de conservação em geladeira foi de três semanas. A análise para determinar fósforo microbiano segue os passos da análise seqüencial, com amostras em duplicata, mas uma das amostras recebe 1 ml de clorofórmio para matar os microorganismos (Demetz & Insam, 1999). A soma das diferenças para cada fração de fósforo entre as amostras fumigadas (esterilizadas) e não fumigadas é atribuída à biomassa microbiana (Potter *et al.*, 1991).

2.2. Amostras de solo analisadas

As amostras utilizadas para a análise seqüencial foram coletadas nas áreas com exclusão de fogo e na área com queima quadrienal de cerrado denso (Tabelas 1 e 2). O trado utilizado tinha de 10 cm de diâmetro. As coletas na área de queima quadrienal foram realizadas em três transectos de 150 metros, com duas amostras coletadas a cada 50 metros, sorteando-se a posição de coleta. As coletas foram distribuídas em uma área total de 50 ha. As coletas na área sem queima seguiram o mesmo padrão.

Para a área sem queima as amostras foram analisadas para as estações seca e chuvosa, tentando caracterizar variações sazonais para a profundidade de 0-10 cm. As coletas foram realizadas em 05/98 (estação seca, N=6), em 05/99 (estação seca, N=3), em 08/99 (estação seca, N=3), em 12/99 (estação chuvosa, N=3) e três amostras coletadas em 03/99 (estação chuvosa, N=3).

A coleta de solo em 05/98 foi realizada nos seguintes intervalos de profundidades:

0-10 cm, 10-20 cm, 20-50 cm, 50-100 cm, 100-200 cm, 200-300 cm, 300-400 cm e 400-500 cm. Análises seqüenciais de P para estas amostras foram realizadas visando caracterizar a variação das frações de P ao longo do perfil de solo.

Tabela 1. Número de amostras de solo analisadas com extração seqüencial de fósforo para área sem queima de cerrado denso da Estação Ecológica do IBGE.

Profundidade	05/98	05/99	08/99	12/99	03/00	08/2000
0-10	6	3	6	6	6	3
10-20	6	-	3	3	3	3
20-50	6	-	3	3	3	3
50-100	3	-	-	-	-	-
100-200	3	-	-	-	-	-
200-300	3	-	-	-	-	-
300-400	3	-	-	-	-	-
400-500	3	-	-	-	-	-

Tabela 2. Número de amostras de solo analisadas com extração seqüencial de fósforo para área de queima quadrienal da Estação Ecológica do IBGE. Entre parênteses a data exata da coleta, estas datas são relativas a antes e depois da queima ocorrida na área em 1999.

Profundidade	08/98	05/99	08/99	12/99
0-10	3	3	3 (04/08/99) 6 (17/08/99)	6

Para as amostragens ocorridas em 08/99, 12/99, 03/2000 e 08/2000 foi realizada a extração seqüencial com solo fresco com o objetivo de determinar as concentrações de fósforo associado a biomassa microbiana. As profundidades analisadas foram 0-10, 10-20 e 20-50 cm, com três repetições por profundidade, para área de cerrado denso sem queima. Um total de 36 amostras foram analisadas para P microbiano. Para as amostras extraídas com a umidade de campo foi feita uma correção para peso seco, secando parte do solo em estufa à 105° C.

2.3. Análises estatísticas

O nível significância adotado *a priori* para todos testes estatísticos foi de 5 %. Os testes paramétricos foram utilizados quando as condições de normalidade e homogeneidade das variâncias existiam, quando não satisfeitas estas condições o teste não paramétrico apropriado foi utilizado.

Para as concentrações de fósforo microbiano foram considerados como tratamentos as profundidades utilizando para comparação o Teste de Kruskal-Wallis. As concentrações foram comparadas para a estação seca e estação chuvosa separadamente, com número total de amostras igual a 17 e 18, respectivamente. O Teste "U" de Mann-Whitney foi utilizado para a determinação das diferenças entre as médias, duas a duas.

Para as concentrações de fósforo microbiano também foi realizada uma comparação entre as estações seca e chuvosa, a comparação foi feita para cada profundidade do solo. Para este fim foi utilizado o teste "U" de Mann-Whitney para comparação entre os pares de médias.

As frações de fósforo no solo foram analisadas tendo como fatores a sazonalidade e o efeito da queimada. Para comparação entre os pares de médias foi utilizado o teste "U" de Mann-Whitney. O número total de amostras para comparação seca-chuva foi de 18 enquanto que na comparação entre área sem queima e queima quadrienal foi de 39

Novamente para as frações de fósforo no solo foram utilizados como tratamento a época de coleta das amostras da área de queima quadrienal. Este teste visou determinar fontes de variação nas frações de fósforo devido a queima ocorrida em agosto/99. O número total de amostras para a análise foi de 21, com cinco diferentes datas de coleta, ou tratamentos. Para esta comparação foi usado o Teste de Kruskal - Wallis com o Teste U de Mann - Whitney para comparar os pares de médias quando havia diferença detectada. Para a coleta de 08/99 o n = 3, para a coleta de 14/05/99 n = 3, para a coleta de 04/08/99 o n = 3, para a coleta de 17/08/99 o n = 6 e para a coleta de 20/12/99 o n = 6.

3 - RESULTADOS

3.1. Caracterização das frações de P em profundidade

As frações de P sofrem alterações com a profundidade (Tabela 3). A fração predominante em todas as profundidades é a residual. O P total sofre uma redução de 356 $\mu\text{g/g}$ na profundidade de 0-10 cm para 170 $\mu\text{g/g}$ na profundidade de 400-500 cm. As frações orgânicas seguem um padrão de redução com a profundidade. As frações inorgânicas tidas como disponíveis (NaHCO_3) e de média disponibilidade (NaOH) seguem também o mesmo padrão com redução acentuada com o aumento da profundidade.

A relação entre as frações orgânicas e inorgânicas é diferente ao longo do perfil de solo (Tabela 3). Nas profundidade de 0-10 cm temos que 22 % do P total é orgânico, passando a um valor de 2 % na profundidade de 400-500 cm. Para a fração NaHCO_3 considerada disponível (Tabela 3) encontra-se 10 $\mu\text{g/g}$ de P orgânico na camada mais superficial com um padrão de redução da fração orgânica ao longo da profundidade. Ainda na profundidade de 200-300 cm encontra-se 0,79 $\mu\text{g/g}$ na fração orgânica, chegando próximo a zero em 400-500 cm. Para a fração inorgânica na camada mais superficial obtém-se 2,9 $\mu\text{g/g}$ para NaHCO_3 , ocorrendo uma redução para 1,15 $\mu\text{g/g}$ na camada mais profunda. Esta redução é menos acentuada do que a encontrada para a fração orgânica.

3.2. Influência da sazonalidade nas frações de P

A sazonalidade tem um efeito na fração orgânica extraída com NaHCO_3 (Figura 3). Ocorreu uma redução significativa de 11,7 $\mu\text{g/g}$, para 7,3 $\mu\text{g/g}$ (teste "U" de Mann-Whitney, $U=-2,8$, $P<0,05$) entre a estação seca e chuvosa.

Tabela 3. Concentração das frações de P em Latossolo Vermelho Escuro em área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE em diferentes profundidades. As amostras foram coletadas em 05/98 e os desvios-padrão foram representados entre parênteses. A fração residual foi estimada pela diferença entre o Pt independente e a soma das demais frações analisadas.

Profundidade (cm)	NaHCO ₃		NaOH		HCl		Soma		residual	Pt
	Pi	Po	Pi	Po	Pi	Po	Po	Pi		
-----µg P/g solo-----										
0-10	2,9 (0,2)	9,9 (2,7)	35,4 (1,6)	64,6 (3,6)	81,9 (10,6)	5,0 (2,8)	79,4 (3,8)	120,2 (14,0)	156	356 (29,0)
10-20	2,4 (0,5)	8,7 (0,5)	26,6 (1,5)	44,4 (2,9)	80,5 (21,0)	2,3 (0,9)	55,4 (3,0)	109,6 (20,5)	156	320 (22,9)
20-50	1,8 (0,4)	5,6 (0,8)	16,3 (1,4)	33,9 (3,9)	85,8 (7,2)	1,2 (1,0)	40,7 (5,2)	103,9 (6,5)	150	295 (13,8)
50-100	1,3 (0,1)	3,3 (0,2)	11,6 (0,1)	22,8 (1,2)	82,3 (4,2)	0,9 (0,5)	27,0 (0,8)	95,2 (4,2)	148	270 (11,7)
100-200	1,1 (0,1)	2,1 (0,2)	9,9 (1,0)	18,9 (1,9)	63,5 (18,2)	0,8 (0,9)	21,9 (1,5)	74,6 (18,1)	160	257 (9,7)
200-300	1,1 (0,0)	0,8 (0,1)	7,1 (0,3)	17,0 (1,0)	57,3 (11,1)	0,6 (0,5)	18,4 (0,8)	65,4 (11,2)	132	215 (5,2)
300-400	1,1 (0,1)	0,0 (0,0)	6,1 (0,6)	8,8 (1,1)	39,8 (13,6)	0,0 (0,0)	8,8 (1,1)	47,1 (13,0)	136	191 (7,8)
400-500	1,1 (0,1)	0,1 (0,2)	4,3 (0,6)	3,1 (1,9)	46,2 (5,8)	0,2 (0,3)	3,3 (1,7)	51,7 (5,5)	115	170 (14,8)

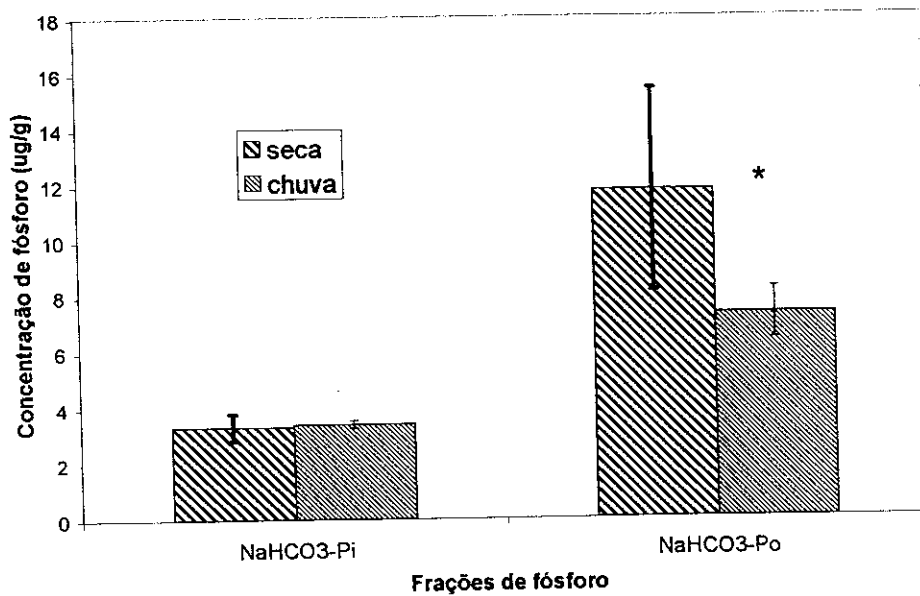


Figura 3. Concentrações das frações orgânica e inorgânica de fósforo no extrato NaHCO_3 em um Latossolo Vermelho-Escuro, durante as estações seca e chuvosa, para a profundidade de 0-10 cm, na Reserva Ecológica do IBGE, em área de cerrado denso com exclusão de fogo. * indicativa diferença significativa em nível de 5%.

Não houve alteração para o P inorgânico NaHCO_3 . As frações orgânicas e inorgânicas extraídas com NaOH não sofreram modificações sazonais (dados não apresentados). Os totais orgânicos e inorgânicos não sofrem influência da sazonalidade (Figura 4).

3.3. Fósforo microbiano.

As concentrações de P microbiano variaram com a profundidade apenas na estação chuvosa (teste de Kruskal-Wallis, $\chi^2=7,6$, $P<0,05$) (Tabela 4). A profundidade 0-10 cm tem concentrações maiores que a profundidade 20-50 cm (teste "U" de Mann-Whitney, $U=-2,7$, $P<0,05$), não sendo as outras diferenças significativas. Na estação seca as diferenças entre as profundidades não são significativas. A fração de fósforo microbiano variou também entre seca e chuva (Figura 5). Na profundidade 0-10 cm ocorreu uma redução significativa de $12,7 \mu\text{g/g}$ para $3,7 \mu\text{g/g}$ (teste "U" de Mann-Whitney, $U=-2,6$, $P<0,05$).

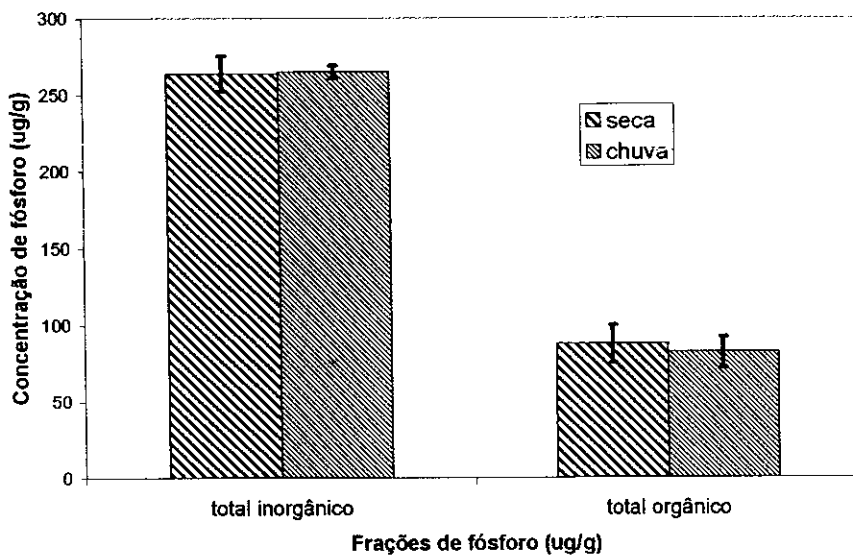


Figura 4. Variação da concentração dos totais inorgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$, NaOH-Pi , HCl-Pi e residual) e orgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Po}$, NaOH-Po , HCl-Po) entre as estações seca e chuvosa para a profundidade de 0-10 cm, período de 05/98 à 03/00 em um Latossolo Vermelho-Escuro da Reserva Ecológica do IBGE área de cerrado denso com exclusão de fogo.

Tabela 4. Concentrações de P microbiano para área de cerrado denso em um Latossolo Vermelho-Escuro com exclusão de fogo na Reserva Ecológica do IBGE para diferentes profundidades e estações do ano. Dados em $\mu\text{g/g}$ de solo. Erro padrão entre parênteses.

Data amostragem	0-10 cm	10-20 cm	20-50 cm
27/08/99	2,3	6,5	4,9
Estação seca	(6,0)	(0,5)	(1,8)
20/12/99	11,1	8,1	5,9
Estação chuvosa	(0,81)	(1,58)	(1,65)
31/03/2000	14,4	14,2	5,4
Estação chuvosa	(0,2)	(4,4)	(2,6)
19/08/2000	5,1	4,5	3,1
Estação seca	(3,2)	(2,9)	(0,4)

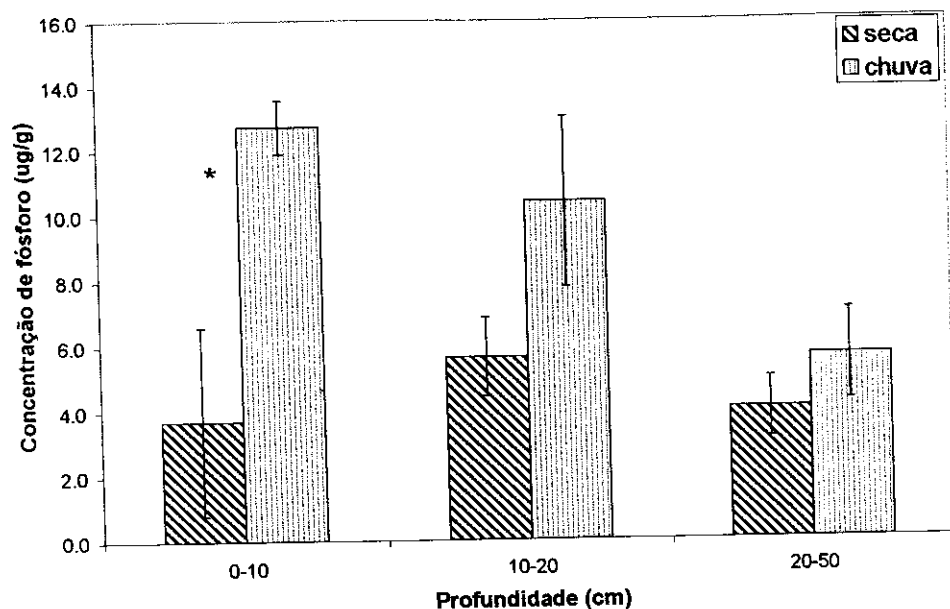


Figura 5. Variação sazonal nas concentrações de P microbiano em Latossolo Vermelho-Escuro para área de cerrado denso com exclusão de fogo. Reserva Ecológica do IBGE para o período de 08/99 a 08/00. Barras verticais indicam erro padrão, asterisco indica diferença significativa em nível de 5 % entre seca e chuva para determinada profundidade teste "U" de Mann - Whitney.

3.4. Influência das queimadas nas frações de P

As frações de fósforo das áreas de cerrado denso sem queima e com queima quadrienal foram comparadas na profundidade de 0-10 cm. A fração residual, a soma das frações e o fósforo total independente (uma estimativa do P total em amostras independentes que deve ser aproximadamente a soma das frações estimadas na análise sequencial) não diferiram entre as áreas trabalhadas, isto é, não sofreram influência da queimada (Figura 6). O valor de fósforo total encontrado foi de aproximadamente 350 µg/g. A concentração de fósforo residual equivale à 150 µg/g do fósforo total. A fração de P extraída em HCl concentrado também não se alterou entre as áreas (dados não apresentados).

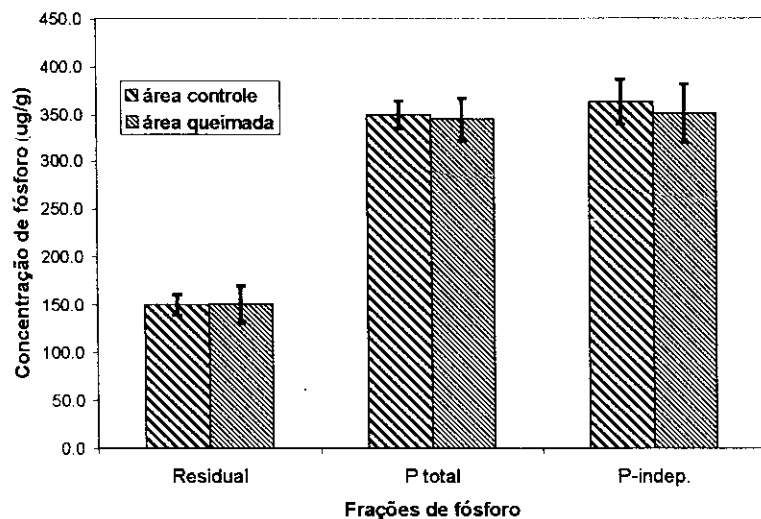


Figura 6. Variação da concentração das frações residual, P total e P total independente para a profundidade de 0-10 cm, áreas de queima quadrienal e com exclusão de fogo para o período de 05/98 à 03/00. Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann - Whitney.

A soma das frações orgânicas ($\text{NaHCO}_3\text{-Po}$, NaOH-Po e HCl-Po) sofreu uma redução significativa de $86 \mu\text{g/g}$ para $78 \mu\text{g/g}$ (teste "U" de Mann-Whitney, $U=2,4$, $P<0,05$) entre a área sem queima e de queima quadrienal (Figura 7). O total inorgânico ($\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$, NaOH-Pi , HCl-Pi e residual) não variou apresentando para área sem queima e de queima quadrienal $264 \mu\text{g/g}$ e $266 \mu\text{g/g}$, respectivamente.

A redução da soma das frações orgânicas para área de queima quadrienal é o reflexo da redução das frações orgânicas de NaHCO_3 e NaOH . Na Figura 8, estão apresentados as concentrações de P nas frações inorgânicas e orgânicas para NaHCO_3 . A redução da fração orgânica de 10 para $8 \mu\text{g/g}$ não é significativa, mas o aumento da fração inorgânica de 3 para $4 \mu\text{g/g}$ é significativo (teste "U" de Mann-Whitney, $U=3,0$, $P<0,05$). Com relação a fração NaOH (Figura 9) ocorre uma redução

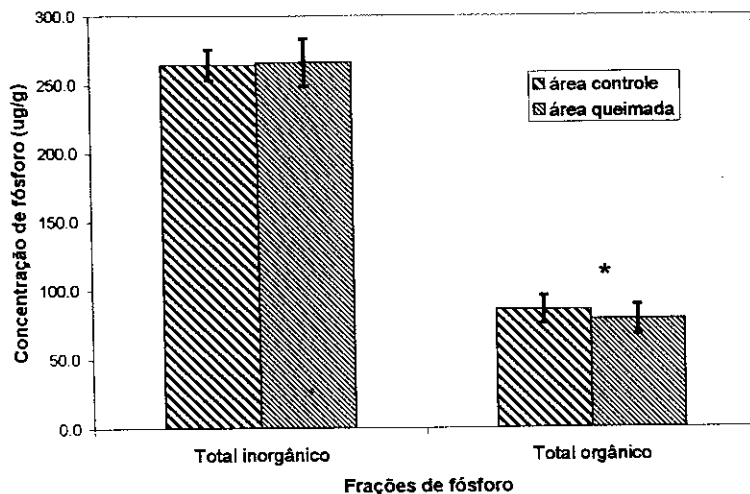


Figura 7. Variação da concentração dos totais inorgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ + NaOH-Pi + HCl-Pi + residual) e orgânicos ($\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ + NaOH-Po + HCl-Po) para a profundidade de 0-10 cm de um Latosolo Vermelho-Escuro, áreas de cerrado denso de queima quadrienal e com exclusão de fogo da Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann-Whitney.

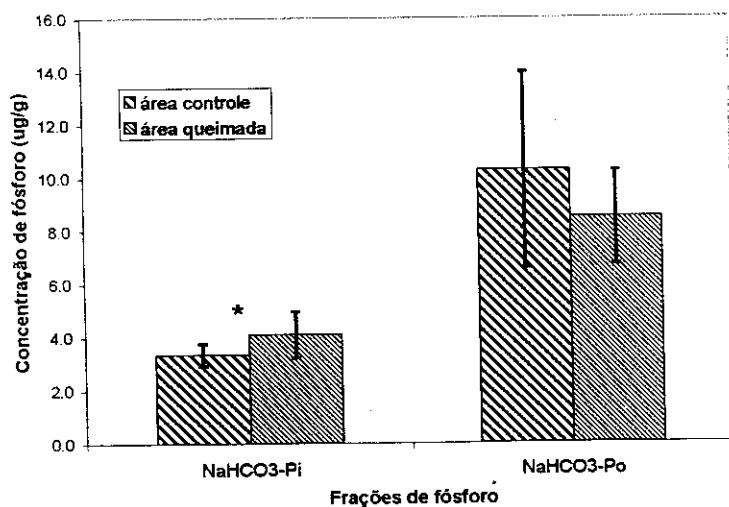


Figura 8. Variação da concentração de fósforo do extrato NaHCO_3 para a profundidade de 0-10 cm de um Latosolo Vermelho-Escuro, frações orgânica e inorgânica entre a área de cerrado denso de queima quadrienal e com exclusão de fogo. Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann-Whitney.

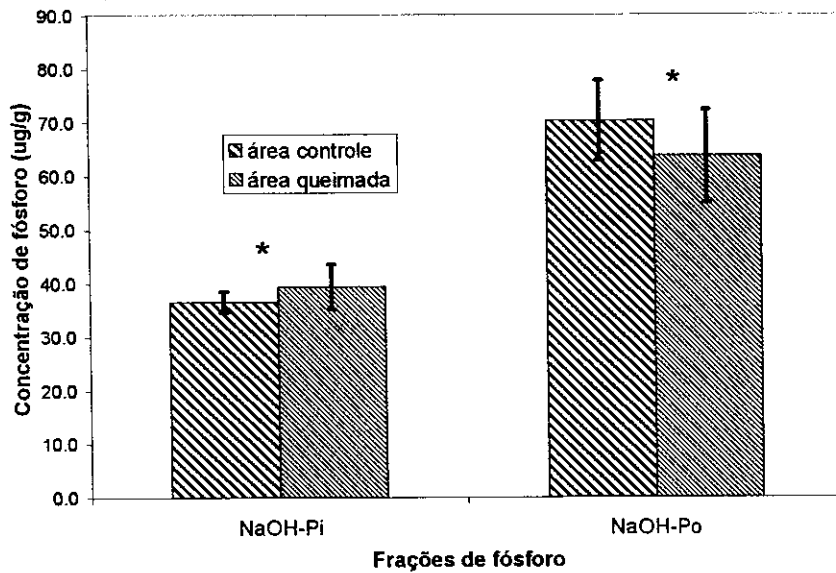


Figura 9. Variação da concentração de fósforo do extrato NaOH para a profundidade de 0-10 cm de um Latossolo Vermelho-Escuro, frações orgânica e inorgânica para as áreas de cerrado denso de queima quadrienal e com exclusão de fogo da Reserva Ecológica do IBGE. As barras verticais indicam desvio padrão, o sinal de asterisco indica diferença significativa entre as médias pelo teste "U" de Mann-Whitney.

significativa da parcela orgânica de 70 para 64 $\mu\text{g/g}$ (teste "U" de Mann-Whitney, $U=-2,1$, $P<0,05$). A fração inorgânica sofreu um incremento significativo de 37 para 39 $\mu\text{g/g}$ (teste "U" de Mann-Whitney, $U=-2,4$, $P<0,05$).

A comparação das frações de fósforo para área de queima quadrienal antes e depois da queimada não identificou modificações consistentes (Tabela 5). Diferenças significativas ocorreram apenas nas parcelas orgânica e inorgânica da fração extraída com NaHCO_3 , com uma redução das concentrações após quatro meses de chuva (676 mm de chuva).

Tabela 5. Concentrações de P no solo de um Latossolo Vermelho-Escuro para a área de cerrado denso quadrienal modal para o ano de 1999 na profundidade de 0-10 cm. A queima controlada ocorreu em 15/08/99. Reserva Ecológica do IBGE. Valores em $\mu\text{g/g}$ de solo. Res = fração residual; soma = soma de todas frações; P ind = P total independente. Desvio padrão entre parênteses.

	NaHCO ₃		NaOH		HCl		Total		Res	soma	P ind
	Pi	Po	Pi	Po	Pi	Po	Pi	Po			
08/98	4,8 a	8,3 b	42,8	60,6	65,9	4,9	282,7	73,8	169,2	356,5	343,0
antes	(0,4)	(1,3)	(5,0)	(2,9)	(7,2)	(0,7)	(6,7)	(4,2)	(8,7)	(3,4)	(13,9)
14/05/99	4,5 ab	9,6 ab	38,7	63,0	65,1	4,9	261,4	77,4	153,1	338,9	323,7
antes	(0,8)	(2,8)	(5,4)	(9,4)	(0,4)	(0,6)	(41,6)	(11,4)	(35,6)	(51,9)	(35,5)
04/08/99	3,9 b	8,5 ab	36,7	58,1	68,9	6,1	254,2	72,7	144,7	326,9	330,7
antes	(0,3)	(1,0)	(4,0)	(2,0)	(6,4)	(1,6)	(4,7)	(2,6)	(2,4)	(6,6)	(15,9)
17/08/99	4,5 ab	9,7 a	41,6	71,4	78,6	7,5	269,2	88,7	144,5	357,9	363,1
logo após	(0,8)	(0,6)	(3,2)	(8,2)	(14,4)	(2,4)	(12,6)	(10,0)	(17,4)	(18,0)	(25,1)
20/12/99	3,2 b	6,8 b	37,1	60,6	73,3	6,7	263,0	74,1	149,4	337,1	367,3
após chuva	(0,7)	(1,5)	(2,9)	(9,3)	(12,5)	(1,6)	(7,0)	(10,1)	(19,0)	(9,0)	(34,5)

4 - DISCUSSÃO

4.1 Distribuição das frações de fósforo ao longo do perfil do solo

Os valores encontrados para as frações de P para o Latossolo estudado são similares aos descritos na literatura para solos de superfície sob vegetação nativa de cerrado. Lilienfein *et al.* (1996) trabalhando em uma área de cerrado nativo encontraram 303 $\mu\text{g/g}$ de P. Neufeldt *et al.* (2000) encontraram P total entre 116 e 371 $\mu\text{g/g}$ em áreas de cerrado nativo para solos com diferentes texturas. Araújo *et al.* (1996) encontraram para P total valores de 256 $\mu\text{g/g}$ para uma área de cerrado sobre Latossolo argiloso. Lilienfein *et al.* (2000) encontraram P total igual a 388 $\mu\text{g/g}$ em uma área de cerrado sobre Latossolo. De maneira geral, os Latossolos com maior conteúdo de argila têm maiores valores de P total. A fração predominante é a fração oclusa (HCl concentrado mais residual), seguida pela fração Po total. As frações de P disponível ($\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$) e de média disponibilidade (NaOH-Pi) estão como as frações de menor participação (Figura 10).

O P é um nutriente essencial para o crescimento das plantas (Brady, 1979). Em solos com altas concentrações de óxidos de ferro e alumínio, são as reações de fixação e adsorção uma das principais causas da baixa disponibilidade de fósforo para o crescimento vegetal (Owusu-Bennoah *et al.*, 1997). As reações de fixação e adsorção de fósforo pelos óxidos de ferro e alumínio são bem conhecidas (Bahia-Filho *et al.*, 1983; Singh *et al.*, 1983; Willett *et al.*, 1988; Hernandez & Meurer, 1998). Os óxidos de ferro podem ser encontrados nos solos em diferentes estados de cristalização. São os pobremente cristalizados (cujas partículas pequenas possuem maior área de superfície específica) os principais responsáveis pela fixação e adsorção (Owusu-Bennoah *et al.*, 1997; Hernandez & Meurer, 1998).

Os processos de fixação tornam a mobilidade de fósforo no solo muito baixa, restrita principalmente a formas orgânicas (Smeck *et al.*, 1994). Os solos de ocorrência da vegetação de cerrado são em sua maioria Latossolos, ricos em óxidos de ferro e alumínio. Portanto é esperada uma baixa mobilidade de P ao longo do perfil de Latossolos. Neste estudo a concentração de fósforo total ao longo do perfil estudado apresentou uma redução da ordem de 51 % entre a maior profundidade (400-500 cm) e a camada superficial (0-10 cm). As frações disponíveis, NaHCO_3 e NaOH sofreram reduções acentuadas com o aumento da profundidade (Figura 11). Este padrão de acúmulo do fósforo disponível (e dos níveis de P total) nos horizontes superficiais, é descrito como preponderância da bioacumulação

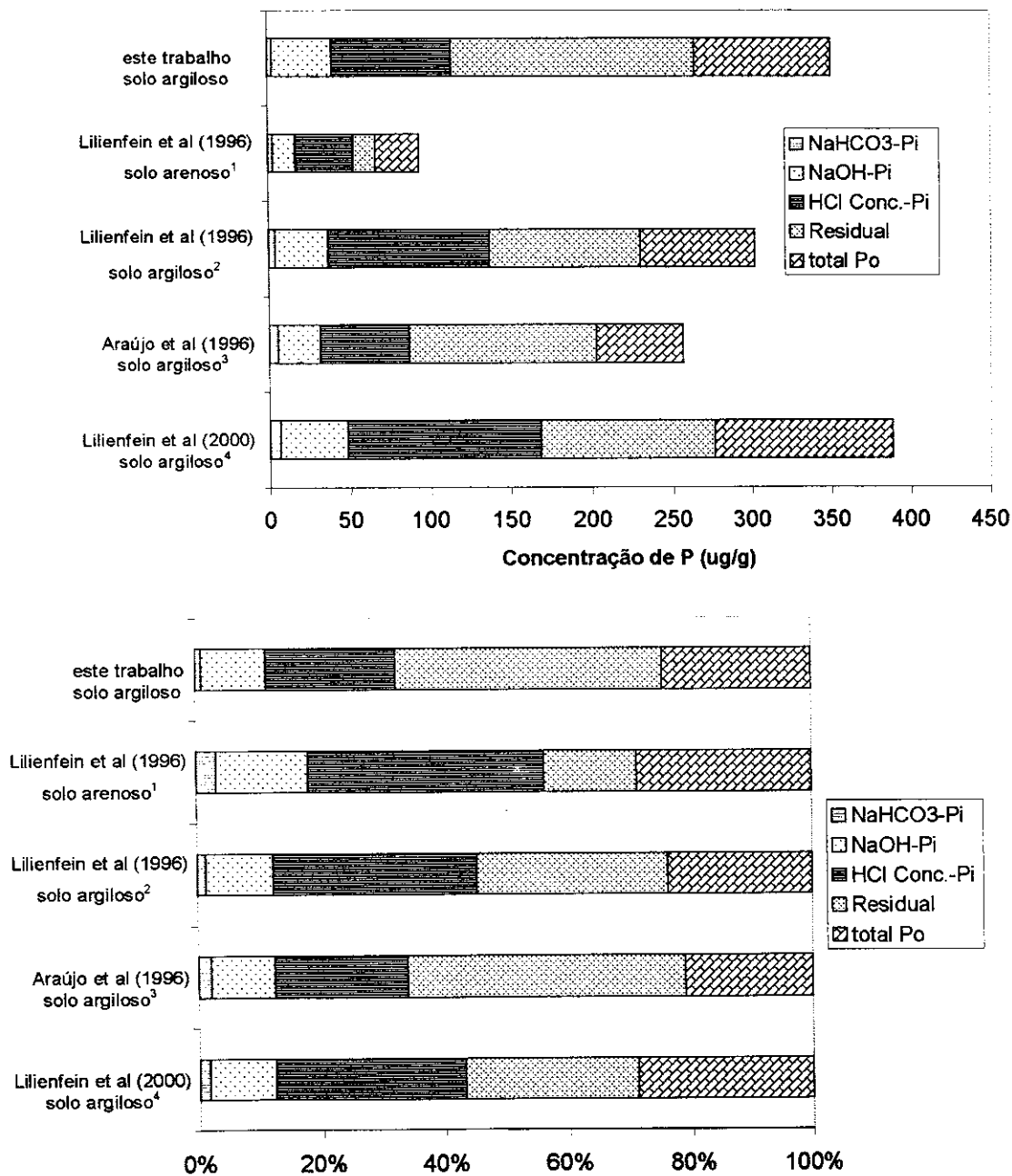


Figura 10. Comparação das frações de P para Latossolos sobre vegetação nativa, horizonte superficial entre 0 e 15 cm. 1 – área de cerrado nativo sobre Latossolo argiloso com 70 % de argila, 23 % de areia, com 2,3 % de carbono no solo e amostras de superfície coletadas entre 0-12 cm. 2 - área de cerrado nativo sobre Latossolo arenoso 18 % de argila e 81 % de areia, 1% de carbono no solo, amostras de superfície coletadas entre 0-12 cm. 3 – área de cerrado nativo sobre um Latossolo Vermelho Escuro argiloso, amostras de superfície coletadas entre 0-10 cm. 4 – área de cerrado nativa sobre Latossolo argiloso, 70 – 80 % de argila, 2,5 % de carbono no solo, amostras de superfície coletadas entre 0-15 cm.

(acumulação de nutrientes essenciais como o P causada pelas plantas nos horizontes superficiais do solo) (Jobbágy & Jackson 2001), sobre os processos de lixiviação de fósforo que ocorrem durante a pedogênese (Letkeman *et al.*, 1996;).

A redução das concentrações oclusas de fósforo, HCl (concentrado) e residual, ao contrário, foi muito menor em relação à redução das frações disponíveis (Figura 11). Estas frações exibem baixa solubilidade e conseqüentemente baixa mobilidade, não sendo portanto disponíveis para absorção pelas plantas (o que levaria a bioacumulação nos horizontes superficiais) nem tampouco sofrendo lixiviação para profundidades maiores. Mesmo na profundidade de 500 cm não foi detectada a influência do material originário. Os processos de intemperismo em climas tropicais, com mais umidade e calor, associados ao grande tempo de exposição (solos formados a partir do Terciário) levaram à formação de solos com grandes profundidades.

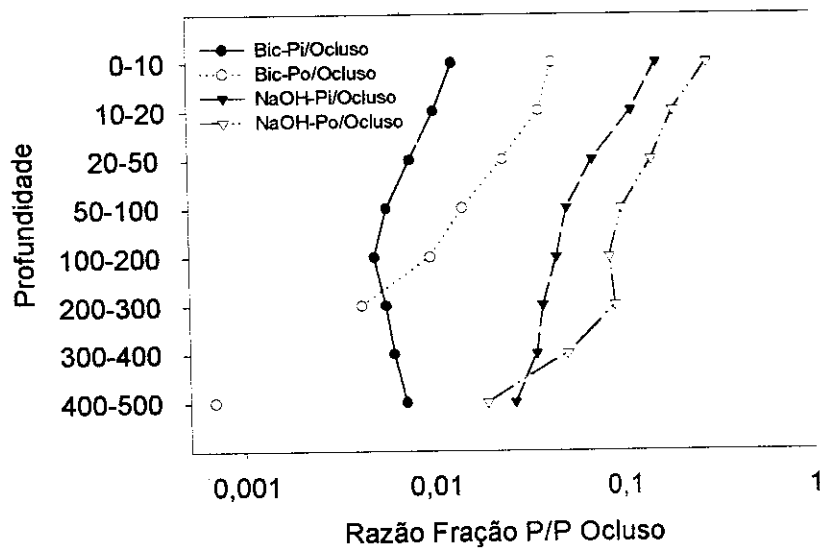


Figura 11. Variação da razão das frações disponíveis Bic-Pi e Bic-Po e de média disponibilidade NaOH-Pi e NaOH-Po em função da fração oclusa (HCl concentrado + residual) para o Latossolo Vermelho-Escuro da área de cerrado denso sem fogo da Reserva Ecológica do IBGE. Abscissa em escala logarítmica.

As frações oclusas ao longo do perfil, de maneira geral, tendem a ter seus valores relativos aumentando com a profundidade em relação as frações disponíveis (como descrito por Smeck, 1973) (Figura 11). Solos mais jovens ou expostos a condições mais amenas de intemperismo possuem perfis mais rasos, onde material originário influencia a distribuição das frações de P no solo. Nestas condições existe a presença de minerais primários como apatita que ao longo do intemperismo aumenta os níveis de P solúvel, aumentando as frações disponíveis (Williams & Walker, 1969; Harrison *et al.*, 1994). O fósforo solúvel sofre lixiviação ao longo perfil e pode se acumular em horizontes ricos em Fe e Al onde será retido em formas oclusas (Agbenin & Tiessen, 1994). Isto levaria a um padrão contrário aos dados apresentados neste trabalho, com valores de fósforo ocluso aumentando em termos absolutos com a profundidade.

Wood *et al.* (1984) trabalharam em um Spodosol (Espodosolos no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - Embrapa, 1999) com as atividades biológicas e geoquímicas do ciclo do P. Nestes solos ocorrem processos de lixiviação de Fe, Al e matéria orgânica de horizontes superficiais para o subsolo (Buol *et al.*, 1973). Neste horizonte de subsolo rico em Fe e Al, o P lixiviado a partir dos horizontes superficiais é retido, levando a um padrão de acúmulo de fósforo. Os autores propuseram a existência de dois sub-ciclos, um biológico (horizonte superficial) onde atuam raízes finas, bactérias e fungos e um geoquímico (horizontes mais profundos) onde o ciclo de P seria regido pela química de reação com óxidos de Fe e Al. Beck & Elsenbeer (1999) avaliaram esta estratificação em sub-ciclos através de medidas das frações de fósforo no solo. O padrão encontrado pelos autores não suporta a noção de estratificação vertical dos ciclos biológicos e geoquímicos do P para os Spodosols.

Os dados encontrados neste trabalho para Latossolo Vermelho Escuro demonstram uma redução percentual da parcela orgânica em detrimento do aumento da parcela inorgânica com a profundidade (variação de concentração de Po da superfície para 500 cm de profundidade foi de 79 $\mu\text{g/g}$ para 3 $\mu\text{g/g}$). Além disso, a redução da fração $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$, dentro da fração orgânica, é ainda mais acentuada chegando a desaparecer na profundidade de 300 cm. Esta fração é considerada a fração orgânica mineralizável, cujas concentrações são alteradas pelas atividades biológicas (atividade microbiana e absorção pelas plantas).

Desta forma o Latossolo estudado apresenta estratificação vertical dos processos biológicos e geoquímicos.

Smeck *et al.* (1994) descrevem as frações de fósforo em um Alfisol sobre a influência de clima mediterrâneo. Estes solos da Espanha são descritos como poligenéticos, pois apesar da ocorrência sobre clima atualmente árido, já sofreram a ação do intemperismo no período Pleistocênico, onde ocorriam altas taxas pluviométricas. Desta maneira, a distribuição de fósforo no solo já alcançou um estado terminal de "steady state" (como descrito por Walker & Syers, 1976), onde já houve lixiviação e intemperismo profundos ao longo do perfil. A distribuição de P orgânico (Po) se mantém estável com o aumento da profundidade (até 300 cm), apesar da redução progressiva do P total. A ocorrência de consideráveis quantidades de Po em profundidades maiores nos Pedons, levou os autores a especular que o Po é translocado para profundidades maiores, por processos de lixiviação de moléculas orgânicas solúveis. Estas moléculas orgânicas foram posteriormente adsorvidas e possivelmente fixadas quimicamente pelos (hidrox)óxidos de Fe. Este mecanismo levou a uma estabilidade da matéria orgânica e uma redução da disponibilidade de P neste Alfisol.

Os padrões de divisão em sub-ciclos (biológico e geoquímico) em relação à profundidade não foram completamente elucidados. A possibilidade de retranslocação de fósforo orgânico pode modificar as concentrações das frações orgânicas ao longo do perfil alterando o padrão de distribuição de Po total. Uma possibilidade é o uso da fração $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$. Esta pode ser mais sensível às atividades biológicas pois é relacionada ao crescimento de plantas e microorganismos, e largamente considerada como fração orgânica disponível. Os dados apresentados para este trabalho em Latossolo Vermelho Escuro indicam uma maior sensibilidade desta fração para as atividades biológicas. Outra forma de medir a atividade biológica no ciclo do P seria medir as concentrações de P microbiano. Possivelmente o uso de extrações de fósforo microbiano (Potter *et al.*, 1991; Demetz & Insam, 1999) podem vir a elucidar a validade da divisão dos sub-ciclos e a sua aplicabilidade nos diversos ecossistemas.

A fração $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ apresentou uma distribuição ao longo de todo o perfil. Mesmo a 500 cm de profundidade ainda temos uma concentração considerável de P extraída (1 $\mu\text{g/g}$). Associando este fato à grande profundidade encontrada para raízes em alguns

ambientes tropicais (Nepstad *et al.*, 1994, Oliveira, 1999) tem-se um aumento considerável na quantidade de P potencialmente utilizável pelas plantas, quando se considera maiores profundidades ao longo do perfil.

Cross & Schlesinger (1995) propuseram a divisão das frações de fósforo em frações orgânicas e geoquímicas e que a contribuição de cada fração para a disponibilidade de fósforo variaria durante a pedogênese. O P_i sofreria transformações ao longo do processo de intemperismo tornando-se geoquimicamente fixado nos óxidos de Fe e Al, enquanto as frações orgânicas de P aumentariam proporcionalmente, determinando em solos altamente intemperizados a disponibilidade de P. Baseado nestas pressuposições foi proposto um modelo de distribuição das frações orgânicas e inorgânicas de P de acordo com o regime de intemperismo do solo, (que foi definido por Smeck, 1985), hierarquizando as ordens de solo da menos para mais intemperizada baseado em uma hipotética razão $C/P_{orgânico}$. Os padrões descritos para as frações de P indicam redução dos níveis de P total em termos absolutos dos solos mais intemperizados para os solos menos intemperizados. A fração NaOH tem maiores valores relativos em solos ricos em óxidos de Fe e Al (como os Latossolos). Os Latossolos foram descritos como a ordem de solos mais intemperizados e com maiores níveis relativos de $P_{orgânico}$ com 35 % do P total.

Para o horizonte superficial (0-10 cm) os dados encontrados para o Latossolo Vermelho-Escuro trabalhado foi 22 % do $P_{orgânico}$ total, contrastando com os valores apresentados por Cross & Schlesinger (1995). Como demonstrado para este Latossolo, a generalização sobre as ordens de solo, graus de intemperismo e o reflexo destes nas frações e fósforo tem demonstrado divergências, esta mesma divergência foi demonstrada em estudos com Espodosolos (Spodosols) (Beck & Elsenbeer, 1999).

A relação $NaHCO_3-P_o/NaHCO_3-P_t$ para a profundidade 0-10 foi de 77 % (Figura 12), uma proporção similar para os dados apresentados por Cross & Schlesinger (1995). Tomando-se esta proporção como índice da importância da contribuição relativa dos processos biológicos no ciclo do P (Cross & Schlesinger, 1995). A profundidade de 200 a 300 cm seria o limite do sub-ciclo biológico para o Latossolo Vermelho-Escuro estudado, abaixo desta camada predominariam os determinantes geoquímicos.

A razão C/P_o foi constante ao longo do perfil até a profundidade de 300 cm ocorrendo então um aumento (Figura 24, capítulo 1). O processo que determina a

disponibilidade do P a partir da matéria orgânica pode ocorrer de maneira independente da oxidação de C (Linguist *et al.*, 1997) através da denominada “mineralização bioquímica” (McGill & Cole, 1981). O baixo suprimento de P disponível no solo para microorganismos e plantas induz a formação de fosfotransferases que agem na matéria orgânica mineralizando o P mais rapidamente que o C (McGill & Cole, 1981). Valores acima de 200 na razão C/Po indicam solos com deficiência de P. Os valores encontrados para C/Po para o Latossolo trabalhado mesmo na superfície, caracterizam portanto um solo deficiente. Para solos de climas áridos com maior disponibilidade de P lábil, as relações C/Po estão abaixo de 90 (Agbenin & Tiessen, 1994; Smeck *et al.*, 1994).

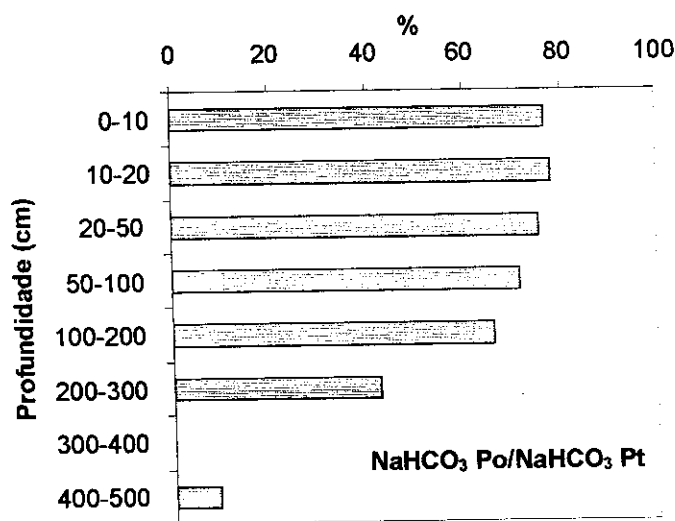


Figura 12. Relação entre a fração orgânica da fração NaHCO_3 e o fósforo total extraído nesta fração (fósforo total disponível) para um Latossolo Vermelho-Escuro em uma área de cerrado denso com exclusão de fogo da reserva Ecológica do IBGE.

4.2. Fósforo microbiano

A biomassa microbiana no solo constitui um componente lábil da matéria orgânica, rico em nutrientes essenciais para as plantas, especialmente N e P (Díaz-Raviña *et al.*, 1993). Oliveira (2000) encontrou concentrações de C microbiano variando entre 500 e 800 mg C/ kg solo para uma área de campo sujo sobre Latossolo Vermelho textura argilosa. Garofalo (2001) encontrou concentrações de C microbiano variando entre 200 e 800 mg C/ kg de solo para um área de cerrado nativo sobre Latossolo argiloso. Se considerarmos o

valor mais alto para concentração da biomassa microbiana igual a 800 mg C/ kg solo e a densidade aparente do solo em torno 0,7 g/cm³ tem-se uma biomassa microbiana potencial igual a 560 kg C/ha até 10 cm de profundidade.

A razão entre C microbiano e P microbiano pode ser importante indicador do grau de disponibilidade de P. As concentrações de C microbiano para área de cerrado denso do IBGE sem queima sobre Latossolo Vermelho Escuro foram em média aproximada de 450 mg C/kg de solo para a profundidade de 0-5 cm (Nardoto, 2000), não foram avaliadas outras profundidades. Para outra área de campo sujo em Latossolo Vermelho-Escuro foi encontrado para a profundidade 5-25 cm uma concentração média aproximada de 450 mg C/kg solo (Oliveira, 2000). A média entre as profundidades 0-5 cm e 5-20 cm para C microbiano é 450 mg C/kg. As concentrações estimadas para P microbiano na área de cerrado denso sem fogo sobre Latossolo Vermelho-Escuro do IBGE (este trabalho) dão média aproximada de 8 mg P/kg solo para a profundidade 0-10 cm e o mesmo valor para a profundidade 10-20 cm. Portanto para a profundidade 0-20 cm tem-se uma relação Cmicrobiano/Pmicrobiano igual a 56. Este valor é muito baixo em relação a relação C/Po do solo que esta em torno de 400. O P microbiano é portanto muito mais facilmente mineralizável, sendo portanto uma fonte potencial importante de P disponível para o crescimento vegetal.

Os resultados encontrados para o Latossolo estudado indicam um aumento das concentrações de P microbiano para o solo de superfície (0-10 cm) durante a estação chuvosa. Padrão inverso foi encontrado por Sarathchandra *et al.* (1989), trabalhando com Inceptsols (Neossolos no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – Embrapa, 1999) da Nova Zelândia. As variações sazonais nos teores de P microbiano em um experimento com variações de temperatura indicam potencial aumento de disponibilidade para as plantas (Sarathchandra *et al.*, 1989). O procedimento utilizado para extração foi fumigação seguido por extração com NaHCO₃. Os resultados encontrados mostram uma variação do P microbiano de 120 µg/g para aproximadamente 80 µg/g no final da primavera. Esta redução seria associada a um aumento da disponibilidade de P para a absorção pelas plantas. As concentrações do extrato NaHCO₃-Po demonstraram o mesmo padrão de variação que as encontradas para o P microbiano. Por ser considerada a fração determinante da disponibilidade via mineralização, concluiu-se que a biomassa microbiana acumula o P na

forma orgânica servindo posteriormente como fonte de P, via mineralização, para o crescimento das plantas (Sarathchandra *et al.*, 1989).

As variações de $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ e P microbiano descritas para o Latossolo estudado demonstram uma variação inversa aos dados descritos para este Inceptosol da Nova Zelândia. O padrão encontrado demonstra uma redução dos níveis de $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ em relação a um aumento das concentrações de P microbiano na estação chuvosa. Este seria um padrão de imobilização de P durante a estação de crescimento das plantas. Parfitt *et al.* (1989) encontraram uma absorção de P pela biomassa microbiana maior que o absorvido pelas plantas em um Oxisol (Latosolo). A ciclagem do P através da biomassa microbiana seria importante em condições de campo, contribuindo para uma indisponibilidade sazonal do P. Este resultado foi similar ao encontrado Fabre *et al.* (1996) em florestas ripárias sobre Entisols (solos sem diferenciação de horizontes, muito jovens) na França, onde houve um decréscimo do $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ relacionado a absorção pelos microorganismos e plantas.

Algumas colocações são importantes, os dados apresentados para este trabalho não trazem a variação mensal ao longo da estação chuvosa, foram amostrados quatro pontos representativos, um no meio da estação chuvosa (dezembro) e outro no final (março) mais dois pontos no auge da seca (em agosto). Garofalo (2001) traz variações mensais das concentrações de C microbiano (entre 200 e 800 mg C/kg solo), portanto o ciclo da biomassa microbiana pode ser mais dinâmico associado por exemplo as taxas pluviométricas ao longo da estação chuvosa. Pequenos períodos sem chuva podem levar a mortalidade dos microorganismos do solo, e a uma mineralização dos nutrientes, tornando-os disponíveis para as plantas. Os dados para mineralização de N apresentados por Nardoto (2000) em um Latossolo Vermelho-Escuro mostram imobilização no início da estação chuvosa e um aumento das taxas de mineralização levando a acúmulo de N disponível ao final da estação chuvosa, o padrão inverso foi observado para o C microbiano aumentos no início da chuva e uma redução da concentração no final da estação chuvosa. Este padrão inverso seria um reflexo da atividade microbiana no ciclo do N, que levaria um aumento de disponibilidade para o crescimento das plantas, principalmente no final da estação chuvosa. Outro fator importante a ser mencionado, é a ausência de medidas de mineralização de P, o que definiria a taxa de passagem do P do estoque da biomassa microbiana para o solo e a magnitude da disponibilidade deste P para o crescimento das plantas.

Ao longo do perfil, com o aumento da profundidade, as concentrações de P microbiano sofrem reduções (entre 0 e 50 cm de profundidade), indicando maior atividade microbiana sobre o ciclo do P nas camadas mais superficiais do solo. Como já foi discutido anteriormente para as frações de P esta seria mais uma evidência para uma divisão do ciclo do P em sub-ciclos biológicos e geoquímicos entre os horizontes do solo. Para as camadas mais superficiais haveria a predominância das atividades biológicas sobre o ciclo, enquanto em maiores profundidades a atividade dos óxidos de Fe e Al (no caso de Latossolos) seriam os determinantes.

4.3. Efeito do fogo sobre as frações de fósforo.

As frações de fósforo no solo do cerrado sofrem modificações associadas ao regime de queimadas. As reduções encontradas neste trabalho para a fração orgânica de fósforo em detrimento do aumento da parcela inorgânica é encontrada em descrições da literatura (Lessa, 1999; Dockersmith *et al.*, 1999). A intensidade e persistência da alteração das frações de P dependem do comportamento das queimadas. Isto quer dizer que a velocidade e a intensidade da frente de fogo, calor liberado, distribuição vertical e duração de temperaturas elevadas são importantes para comparação das modificações sofridas em um ecossistema devido a queimadas (Miranda *et al.*, 1996). O comportamento do fogo pode alterar o padrão das modificações nas frações de P, queimadas mais intensas causariam modificações maiores nas frações de fósforo no solo (Saá *et al.*, 1994).

As queimadas que ocorrem no cerrado são alimentadas por combustível fino (folhas, ramos e galhos até 6 mm de diâmetro). Em campo sujo, a velocidade da frente de fogo é relativamente rápida (0,15 m/s à 0,64 m/s) com pulso de calor não excedendo 150 s, (Miranda *et al.*, 1996). As modificações na temperatura do solo durante a passagem da frente de fogo são pequenas. A temperatura do solo na profundidade de 1 cm não ultrapassou os 55° C durante a passagem da frente de fogo, em um incêndio em campo sujo (Castro Neves & Miranda, 1996). Para cerrado sentido restrito (queimado anualmente) foram encontradas temperaturas em torno de 55° C (Miranda *et al.*, 1993).

As alterações de temperatura do solo podem causar modificações nas características químicas do solo. Giovannini *et al.* (1990) em um estudo sobre os efeitos do aquecimento do solo encontraram modificação dos totais orgânicos e inorgânicos de fósforo à

temperaturas de 170° C. Houve uma redução do P orgânico de 200 para 140 µg/g, um aumento do fósforo inorgânico de 450 para 510 µg/g e um aumento do fósforo disponível de 5 para 23 µg/g. Estes dados foram obtidos em um experimento controlado em laboratório. Sertsu & Sanches (1978), em outro experimento em laboratório encontraram variações na disponibilidade de P, o aquecimento do solo à temperatura de 100° C causou um aumento dos níveis de NaHCO₃-Pi, esta modificação foi mais acentuada à 200° C. Kang & Sajjapongse (1980) encontraram modificações na disponibilidade de fósforo no solo em temperaturas entre 70° e 100° C.

O pequeno aumento de temperatura que ocorre no cerrado devido a rápida passagem da frente de fogo não deve causar maiores efeitos na química do solo. Mas, além do efeito direto do aquecimento, outras modificações, como alterações nas taxas de mineralização, aumento do pH e na biomassa microbiana poderiam alterar as frações de fósforo no solo. Dumontet *et al.* (1996) trabalhando em solos arenosos, encontraram aumentos na biomassa microbiana no primeiro ano após a ocorrência da queimada. Nos anos posteriores houve uma redução dos valores, sendo que os sítios queimados há mais tempo tinham os menores valores para biomassa microbiana. Os autores consideraram que as queimadas podem causar efeitos microbiológicos de longo prazo, até 11 anos depois. Nardoto (2000), trabalhando em uma área de cerrado em Latossolo Vermelho-Escuro que sofre queimas bianuais, descreve aumentos do C microbiano após a queimada. O aumento do pH do solo no cerrado tem efeito de curta duração até o quarto mês após a queima, depois retornando aos valores pré queima (Bustamante *et al.*, 1998).

As reduções das frações orgânicas NaHCO₃ e NaOH são descritas na literatura como consequência de queimadas. Saá *et al.* (1994) trabalhou com efeitos de queimadas nas frações de P do solo e de sedimentos erodidos em Cambisolos da Espanha. Foram comparados dois tipos de queimada, a moderada (solo até 5 cm de profundidade com temperaturas inferiores a 50° C durante o incêndio) e a severa (temperaturas do solo até 250° C). As frações de fósforo no solo sofreram alterações pequenas no incêndio moderado. Na profundidade de 0-2,5 cm houve uma redução da fração NaOH-Po com um aumento da fração HCl 1 M. Na queimada mais severa, as frações orgânicas quase desaparecem, com os respectivos aumentos das frações inorgânicas principalmente a fração NaOH-Pi. A fração orgânica total sofreu uma redução de 93 µg/g para 31 µg/g na profundidade de 0-2,5

cm devido ao efeito da queimada. Ocorreu um aumento dos valores do Pi de 115 para 359 $\mu\text{g/g}$ na profundidade de 0-2,5 cm. As concentrações de P total não sofreram alterações significativas.

Debano & Kopltek (1988) simulando o efeito de queimadas em solos arenosos do Arizona (ricos em Ca) encontraram aumentos de $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ após a queimada, mas os efeitos desapareceram após 45 dias. Para as florestas tropicais secas, que ocorrem no México após a queimada é reportado um aumento do Pi do solo primariamente pelo efeito da mineralização da matéria orgânica devido a temperatura e secundariamente pela entrada dos nutrientes das cinzas no solo (Giardina *et al.*, 2000).

Em um Latossolo da região semi-árida do nordeste brasileiro foi realizado um estudo sobre o efeito do cultivo com corte e queima da vegetação sobre as frações de fósforo no solo. Ao longo do processo de corte, queima e posterior cultivo houve modificações nas frações de fósforo (avaliado pelo método de Hedley *et al.*, 1982). A fração resina sofreu acréscimos devido a queimada e conseqüente aquecimento do solo, levando à liberação do fósforo retido na matéria orgânica. O aumento do pH do solo seria outro fator responsável pelo aumento da disponibilidade de P. A fração $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$, considerada a forma orgânica disponível, sofreu reduções ao longo dos sucessivos cultivos. Esta redução da fração orgânica mineralizável é seguida por uma redução do Po de 20 % para 15 % do P total. Os valores de fósforo total não sofreram alterações ao longo do processo de queima e cultivo. Outro interessante processo descrito seria a redução das formas orgânicas de P (NaHCO_3 e $\text{NaOH} - \text{Po}$) e um conseqüente aumento das formas oclusas (HCl concentrado e residual), este processo de transferência para frações mais resistentes representaria um mecanismo de retenção de P contra processos de lixiviação. De maneira geral, é relatado um aumento das frações disponíveis de fósforo do solo como efeito de queimadas (Giardina & Rhoades, 2001).

As medidas das frações de P antes e depois da queimada para área de queima quadrienal não mostraram um aumento das frações disponíveis e sim uma tendência a redução após as chuvas. Este padrão pode ser explicado pelo crescimento da biomassa microbiana, que como já discutido tem um grande potencial para imobilização do P das frações disponíveis. Além disso, após as chuvas, a partir da quarta semana após as queimadas começam a rebrotar as plantas danificadas durante a passagem do fogo

(Cardinot, 1998), que também tem uma grande demanda por P, sendo portanto um potencial dreno de P.

5. CONCLUSÕES

O aumento das frações $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ e NaOH-Pi e a redução da fração NaOH-Po e da fração orgânica total devido a queimada quadrienal indicam um aumento da biodisponibilidade do P tanto para a atividade de microorganismos quanto para a absorção pelas plantas. Este efeito é positivo podendo levar a aumentos da produtividade do sistema. O cerrado é um ecossistema cujos fluxos de P são baixos (capítulo 1 desta tese), onde o grande reservatório do elemento encontra-se no solo, principalmente em formas indisponíveis. A taxa de deposição atmosférica de P é baixa, com 0,008 kg P/ha/ano, baixos fluxos via lixiviação de dossel e serapilheira, com 0,006 e 0,028 kg P/ha/ano, respectivamente. As taxas de retranslocação de P são altas, chegando a 70 % para algumas espécies (Nardoto, 2000). O fluxo via litterfall é baixo com 0,4 kg P/ha/ano (Nardoto, 2000) e a liteira tem uma razão C/P igual 1300 que leva a baixas taxas de decomposição (capítulo 1) Este sistema apresenta também bioacumulação de fósforo disponível nos horizontes superficiais dos solo indicando uma limitação de fósforo no crescimento das plantas (Jobágyy & Jackson, 2001). Portanto o processo de aumento de disponibilidade de fósforo causado pelas queimadas, seria um importante fator na determinação das taxas de crescimento das plantas e da atividade dos microorganismos do solo. Por outro lado, este aumento de disponibilidade, aumentaria as taxas de perda do sistema, via erosão de partículas ou fixação do P em frações de baixa solubilidade (HCl concentrado e residual) levando a um balanço negativo no ciclo do P com queimadas sucessivas, devido às baixas taxas de reposição via deposição atmosférica.

A redução da fração $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ durante o período chuvoso e durante o rebrotamento da área queimada, indica um sistema onde plantas e microorganismos competem pelo P disponível, absorvendo-o durante a estação de crescimento mantendo os níveis de P disponível sempre baixos, evitando tanto lixiviação, quanto a fixação química pelos óxidos de Fe e Al, de alta afinidade para P. Isto torna a ciclagem do P mais conservativa em um sistema com grande estoque de P no solo, mas com uma pequena fração disponível.

A atividade biológica no ciclo do P, devido a grande profundidade das raízes das plantas nativas e crescimento de fungos e bactérias, torna a ciclagem biológica do P importante até pelo menos 300 cm de profundidade o que é bem mais profundo que o atualmente trabalhado em estudos com P (normalmente o horizonte superficial 0-20 cm). Então para se entender a dinâmica biogeoquímica do P para o cerrado são necessários estudos que levem em consideração profundidades maiores em suas comparações e generalizações.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agbenin, J. O. & Tiessen, H. 1994. Phosphorus transformations in a toposequence of lithosols and cambisols from semi-arid northeastern Brazil. *Geoderma* 62: 345-362.
- Araújo, A. G.; Ayarza, M. A.; Friesen, D. K. & Vilela, L. 1996. Frações orgânicas e inorgânicas de fósforo em um solo de cerrado sob diferentes sistemas de manejo. *Anais do III Congresso Brasileiro de Ecologia*, Brasília-DF. p 319-322.
- Bahia-Filho, A. F. C.; Braga, J. M.; Resende, M. & Ribeiro, A. C. 1983. Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de latossolos do Planalto Central. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 7: 221-226.
- Beck, M. A. & Elsenbeer, H. 1999. Biogeochemical cycles of soil phosphorus in southern Alpine spodosols. *Geoderma* 91: 249-260.
- Brady, N. C. 1979. *Natureza e propriedade dos solos*. 5ª ed, Livraria Freira Bastos. São Paulo. 647p.
- Buol, S. W.; Hole, F. D. & McCracken, R. J. 1973. *Soil Genesis and Classification*. Iowa State University Press/Ames, Iowa, USA. pp 253-261
- Bustamante, M. M. C.; Nardoto, F. B.; Castro, A.A.A.; Garofalo, C. R.; Nardoto, G. B. & Silva, M. R. S. 1998. Effect of prescribed fires on the inorganic-N concentration in soil of cerrado areas and on the assimilation of inorganic-N by woody plants. In: *III International Conference on Forest Fire Research*. D. X. Viegas (ed.). Luso, Coimbra, Portugal. Vol II. p1361-1379.
- Cardinot, G. K. 1998. *Efeitos de diferentes regimes de queimas nos padrões de rebrotamento de Kiehmeyera coriacea Mart. e Roupala montana Aubl., duas espécies típicas do cerrado*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 76p.
- Castro-Neves, B. M. & Miranda, H. S. 1996. Efeitos do fogo no regime térmico do solo de um campo sujo de cerrado. In H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias, orgs., *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília, Brazil: ECL/UnB. pp. 20-30.
- Chadwick, O. A.; Derry, L. A.; Vitousek, P. M.; Huebert, B. J. & Hedin, L. O. 1999. Changing sources of nutrients during four million years of ecosystem development. *Nature* 397: 491-497.
- Cross, A. F. & Schlesinger, W. H. 1995. A literature review and evaluation of Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64: 197-214.
- DeBano, L. F. & Klopatek, J. M. 1988. Phosphorus dynamics of Pinyon-Juniper sils following simulated burning. *Soil Science Society of America Journal* 52: 271-277.
- Demetz, M. & Insam, H. 1999. Phosphorus availability in a forest soil determined with a respiratory assay compared to chemical methods. *Geoderma* 89: 259-271.
- Díaz-Raviña, M.; Acea, M. J. & Carballas, T. 1993. Microbial biomass and its contribution to nutrient concentrations in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 25-31
- Dockersmith, I. C.; Giardina, C. P. & Sanford, Jr., R. L. 1999. Persistence of tree related patterns in soil nutrients following slash-and-burn disturbance in the tropics. *Plant and soil* 209: 137-156.
- Dumontet, S.; Diné, H.; Scopa, A.; Mazzatura, A. & Saracino, A. 1996. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean Environment. *Soil Biology & Biochemistry* 28: 1467-1475.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38: 201-341.
- Fabre, A.; Pinay, G. & Ruffinoni, C. 1996. Seasonal changes in organic and inorganic phosphorus in the soil of a riparian forest. *Biogeochemistry* 35: 419-432.
- Garofalo, C. R. 2001. *Efeitos do aumento da disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de cerrado strictu sensu*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 89p
- Giardina, C. P. & Rhoades, C.C. 2001. Clear cutting and burning affect nitrogen supply phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 140: 19-28.
- Giardina, C. P.; Sanford Jr, R. & Dockersmith, I. 2000. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of America Journal*. 64: 399-405.
- Giovannini, G.; Lucchesi, S. & Giachetti, M. 1990. Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science* 149: 344-350.

- Harrison, R.; Swift, R. S. & Tonkin, P. J. 1994. A study of two soil development sequences located in a montane area of Canterbury, New Zealand, III. Soil phosphorus transformations. *Geoderma* 61: 151-163.
- Hedley, M. J.; Stewart, J. W. B. & Chauhan, B. 1982. Changes in inorganic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal* 46: 970-976.
- Hernández, J. & Meurer, E. J. 1998. Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 22: 223-230.
- Jobbágy, E. G. & Jackson, R. B. 2001. The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry* 53: 51-77.
- Kang, B. T. & Sajjapongse, A. 1980. Effect of heating on properties of some soils from southern Nigeria and growth of rice. *Plant and Soil* 55: 85-95.
- Kauffman, J. B.; Cummings, D. L. & Ward, D. E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology* 82: 519-531.
- Lathwell, D. J. & Grove, T. L. 1986. Soil-plant relationship in the tropics. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 1-16.
- Lessa, A. S. N. 1998. Phosphorus dynamics in soils under slash and burn cultivation in the semi-arid northeast of Brazil. *Ecotropicos* 11: 93-106.
- Letkeman, L. P.; Tiessen, H. & Campbell, C. A. 1996. Phosphorus transformations and redistribution during pedogenesis of western Canadian soils. *Geoderma* 71: 201-218.
- Lilienfein, J.; Freibauer, A.; Neufeldt, H.; Westerhof, R.; Ayarza, M. A.; Silva, J. E.; Resck, D. V. S. & Zech, W. 1996. Influence of land-use on the distribution of water stable aggregates and P status of sandy and clayey Cerrado Oxisols, Brazil. *Anais do III Congresso Brasileiro de Ecologia, Brasília-DF Brazil*. p 323-328.
- Lilienfein, J.; Wilcke, W.; Ayarza, M. A.; Vilela, L.; Lima, S. C. & Zech, W. 2000. Chemical fractionation of phosphorus, sulfur, and molybdenum in Brazilian savannah Oxisols under different land use. *Geoderma* 96: 31-46.
- Linquist, B. A.; Singleton, P. W. & Cassman, K. G. 1997. Inorganic and organic phosphorus dynamics during a build-up and decline of available phosphorus in a ultisol. *Soil Science* 162: 254-264.
- McGill, W. B. & Cole, C. V. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma* 26: 267-286.
- Miranda, A. C.; Miranda, H. S.; Dias, I. F. O. & Dias B. F. S. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 313-320.
- Miranda, H. S.; Rocha e Silva, E. P. & Miranda, A. C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias, orgs., *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília, Brazil: ECL/UnB. pp. 1-10
- 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*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 90p.
- Nepstad, D. C.; Carvalho, C. R.; Davidson, E. A.; Jipp, P. H.; Lefebvre, P. A.; Negreiros, G. H.; Silva, E. D.; Stone, T. A.; Trumbore, S. E. & Vieira, S. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372: 666-669.
- Neufeldt, H.; Silva, J. E.; Ayarza, M. A. & Zech, W. 2000. Land-use effects on phosphorus fractions in Cerrado Oxisols. *Biology and Fertility of Soils* 31: 30-37.
- Oliveira, J. R. A. 2000. *O impacto de sistemas integrados de lavouras e pastagens na biomassa-C e na atividade biológica de um Latossolo Vermelho Escuro de Cerrado*. Tese de Mestrado em Agronomia, Unb, 115p.
- Oliveira, R. S. 1999. *Padrões sazonais de disponibilidade de água nos solos de um cerrado denso e um campo sujo e evapotranspiração*. Tese de Mestrado em Ecologia, UnB, 69p.
- Owusu-Bennoah, E.; Szilas, C.; Hansen, H. C. B. & Borggaard, O. K. 1997. Phosphate sorption in relation to aluminum and iron oxides of Oxisols from Ghana. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28: 685-697.
- Parfitt, R. L.; Hume, L. J. & Sparling, G. P. Loss of availability of phosphate in New Zealand soils. *Journal of Soil Science* 40: 371-382.
- Potter, R. L.; Jordan, C. F.; Guedes, R. M.; Batimanian, G. J. & Han, X. G. 1991. Assessment of a phosphorus fractionation method for soils: problems for further investigation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34: 453-463.

- Saá, A.; Trasar-Cepeda, M. C.; Soto, B.; Gil-Torres, F. & Díaz-Fierros, F. 1994. Forms of phosphorus in sediments eroded from burnt soils. *Journal of Environmental Quality* 23: 739-746.
- Sarathchandra, S. U.; Perrot, K. W. & Littler, R. A. 1989. Soil microbial biomass: influence of simulated temperature changes on size, activity and nutrient-content. *Soil Biology and Biochemistry* 21: 987-993.
- Schlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press. New York. 588p.
- Sertsu, S. M. & Sánchez, A. 1978. Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice. *Soil Science Society of America Journal* 42: 940-944.
- Singh, R.; Möller, M. R. F. & Ferreira, W. A. 1983. Cinética da sorção de fósforo em solos dos trópicos úmidos da Amazônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 7: 227-231.
- Smeck, N. E. 1973. Phosphorus: an indicator of pedogenetic weathering processes. *Soil Science* 115(3): 199-206.
- Smeck, N. E. 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. *Geoderma* 36: 185-199.
- Smeck, N. E.; Torrent, J. & Barrón, V. 1994. Genesis and native phosphorus distribution in some Paleralfs of Southern Spain. *Soil Science Society of America Journal* 58: 1718-1723.
- Tiessen, H. & Moir, J. O. 1993. Characterization of available P by sequential extraction. In: Carter, M. R. (ed). *Soil Sampling and Methods of analysis*. Lewis Publishers Ann Arbor, pp 75-86.
- Walker, T. W. & Syers, J. K. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* 15: 1-19.
- Willett, I. R.; Chartres, C. J. & Nguyen, T. T. 1988. Migration of phosphate into aggregated particles of ferrihydrite. *Journal of Soil Science* 39: 275-282.
- Williams, J. D. H. & Walker, T. W. 1969. Fractionation of phosphate in a maturity sequence of New Zealand basaltic soil profiles: I. *Soil Science* 107: 22-30.
- Wood, T.; Bormann, F. H. & Voigt, G. K. 1984. Phosphorus cycling in a Northern Hardwood Forest: biological and chemical control. *Science* 223: 391-393.