

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia

**Efeito de Queimadas na Mineralização de
Nitrogênio e em Processos de Ciclagem de
Nutrientes em uma Área de Cerrado stricto sensu**

Gabriela Bleiefeld Nardoto

Brasília

2000



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**EFEITO DE QUEIMADAS NA MINERALIZAÇÃO DE
NITROGÊNIO E EM PROCESSOS DE CICLAGEM DE
NUTRIENTES EM UMA ÁREA DE CERRADO *STRICTO SENSU***

Gabriela Bielefeld Nardoto

Dissertação apresentada ao Departamento de
Ecologia da Universidade de Brasília, como
requisito parcial à obtenção do grau de
Mestre em Ecologia.

**Brasília
2000**

Trabalho realizado junto ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, sob a orientação da Professora Mercedes Bustamante, com suporte financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

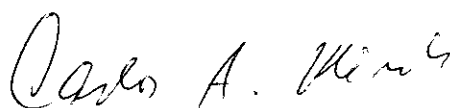
Aprovado por:



Prof. Dr. Mercedes M. C. Bustamante
Orientadora



Dr. Iêda de Carvalho Mendes
(EMBRAPA - Cerrados)



Prof. Dr. Carlos Augusto Klink
(Departamento de Ecologia - UnB)

Brasília (DF), março de 2000

**Aos meus pais e à querida Oma,
dedico.**

Agradecimentos

- Os meus pais, João e Elly, pelo exemplo, ensinamentos e amizade em todos esses anos.
- Os meus queridos irmãos, Jú, Fá e Cadão, pelo prazer do convívio diário e por terem me ajudado em vários momentos na execução deste trabalho.
- A minha amiga orientadora Mercedes, pela confiança e amizade e pelos ensinamentos e imprescindíveis incentivos ao longo desses anos. O meu muitíssimo obrigada.
- ao meu querido irmão Fabiano pela incansável ajuda no campo.
- A amiga Regina que tanto me apoiou e incentivou nesses anos de agradável convivência e à técnica Regina pelos ensinamentos no laboratório e ajuda nas análises.
- ao prof. Augusto Franco que me introduziu à visão científica.
- A todos os familiares e amigos, pelo incentivo e oportunidade de um convívio tão agradável.
- A Luciana Andrade e Cheila Cristina pela constante troca de experiências e pelas alegrias e dúvidas partilhadas nesses anos.
- ao amigo Ricardo, que foi o meu "braço direito" nos trabalhos de campo e laboratório.
- A todos os frequentadores do "lab. do módulo 21", que de alguma forma, contriuíram neste trabalho e pelos bons momentos que compartilhamos o laboratório.
- Os servidores dos laboratórios do Departamento de Ecologia, pela ajuda no campo e apoio na realização de várias análises e aos responsáveis pelos laboratórios de Geoquímica, Biofísica e Bromatologia da UnB, pela disponibilização do lab. e equipamentos de análise.
- A diretoria e aos funcionários da Reserva Ecológica do IBGE, por permitir a utilização da reserva e dos dados de precipitação.
- ao pesquisador Thomaz Rein e funcionários dos laboratórios de Tecido Vegetal e de Solos da EMBRAPA - Cerrados, pelas técnicas ensinadas e por possibilitarem a realização de muitas, das quase incontáveis, análises necessárias para a realização deste trabalho.
- ao amigo Marcus Jr., pelas belas fotografias.
- ao prof. Linda Caldas pelas sugestões ao trabalho e pelos dados de fenologia.
- A Leda, Lucrecia e Juliana, por todas as dicas que foram fundamentais para a realização do experimento de biomassa microbiana.
- ao IPAM (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia) por ter cedido os dados de produção de serapilheira referentes a setembro de 1999.

Aos membros da banca examinadora por terem aceito o convite e pelas valiosas sugestões.

À CAPES, pela bolsa fornecida.

À FAP-DF, através do projeto "Efeito de queimadas prescritas na oferta de N inorgânico em diferentes fitofisionomias de Cerrado" e ao IAI, com o projeto "Estudio de Los efectos de cambios globales sobre la vegetacion de la alta montaña y de las sabanas", pelo suporte financeiro.

À Pós-Graduação em Ecologia e todos os professores, funcionários e estudantes do Departamento de Ecologia, pela convivência cordial nesses anos e à UnB, que vem me acolhendo desde 1993.

A Deus, pela vida, e a esta, pela oportunidade de descobertas e aprendizagem.

Índice

LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE APÊNDICES.....	ix
INTRODUÇÃO.....	1
Local de estudo.....	6
Referências Bibliográficas.....	7
CAPÍTULO 1: Efeito do fogo na produção e composição química da serapilheira e retranslocação de nutrientes em área de cerrado <i>stricto sensu</i>	
Resumo.....	10
Abstract.....	12
Introdução.....	14
Material e Métodos.....	17
Resultados e Discussão.....	20
Conclusões.....	28
Referências Bibliográficas.....	29
ANEXO 1 – Tabelas e Figuras.....	33
CAPÍTULO 2: Efeito do fogo na disponibilidade e mineralização de nitrogênio e na biomassa microbiana do solo em área de cerrado <i>stricto sensu</i>	
Resumo.....	42
Abstract.....	44
Introdução.....	45
Material e Métodos.....	48
Resultados e Discussão.....	51
Conclusões.....	59
Referências Bibliográficas.....	60
ANEXO 2 – Tabelas e Figuras.....	66
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	78
APÊNDICES.....	82

Lista de Tabelas

Figura	Título	Página
Capítulo 1		
1.1.	Fitossociologia para as áreas de cerrado <i>s.s.</i> estudadas. A. área protegida do fogo. B. área submetida a queimas prescritas. As espécies estão posicionadas por ordem decrescente de IVI (índice de valor de importância). As dez espécies escolhidas neste estudo estão em negrito.....	33
1.2.	Esquema comparativo das taxas de retranslocação para os elementos N, P, K, S e Mg entre os indivíduos de cada espécie crescendo na área sem queima (SQ) e na área queimada (Q).....	35
1.3.	Produção anual de serapilheira para as duas áreas de cerrado <i>s.s.</i> . Diferenças significativas entre os anos ($p \leq 0,05$), para a mesma área estudada, estão indicadas por diferentes letras sobrescritas, dentro da mesma coluna.....	36
1.4.	Produção anual de serapilheira foliar e concentrações de nutrientes na serapilheira para as duas áreas de cerrado <i>s.s.</i> . Diferentes letras sobrescritas na mesma coluna indicam diferenças significativas entre as áreas ($p \leq 0,05$). Entre parênteses estão os erros padrão.....	36
1.5.	Fluxo de nutrientes via serapilheira para as duas áreas de cerrado <i>s.s.</i> estudadas.....	36
Capítulo 2		
2.1.	Propriedades físicas e químicas dos solos superficiais (0 a 5 cm de profundidade) das duas áreas de cerrado <i>s.s.</i> . Dentro de cada coluna, diferentes letras sobrescritas indicam diferenças significativas entre as áreas ($p \leq 0,05$).....	66

Lista de Figuras

Figura	Título	Página
Capítulo 1		
1.1.	Taxa de retranslocação de nutrientes para as dez espécies lenhosas escolhidas, nas áreas de cerrado sem queima e na área queimada. A. taxa de retranslocação de nitrogênio; B. fósforo; C. potássio; D. enxofre; E. magnésio; F. cálcio; G. alumínio.....	37
1.2.	Produção mensal de serapilheira. A. área de cerrado <i>s.s.</i> protegida do fogo há 26 anos; B. área queimada. As barras verticais representam os erros padrão e a seta indica a queimada de setembro de 1998.....	39
1.3.	Concentração de nutrientes na serapilheira foliar da área sem queima e da área queimada, entre outubro de 1997 e setembro de 1998. A. nitrogênio; B. fósforo; C. potássio; D. enxofre; E. magnésio; F. cálcio; G. alumínio. As barras verticais representam os desvios padrão.....	40
Capítulo 2		
2.1.	Capacidade de retenção de água no solo (0 a 20 cm de profundidade) para a área de cerrado <i>s.s.</i> protegida do fogo (sem queima) e para a área submetida a queimas prescritas (queimada).....	67
2.2.	Distribuição da precipitação mensal (mm) durante os anos de 1997 a 1999, conforme os dados da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília - DF.....	68
2.3.	Teor gravimétrico de água em amostras de solo de 0 a 5 cm de profundidade na área de cerrado <i>s.s.</i> sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a maio de 1999. Diferenças significativas entre as áreas estão indicadas por asteriscos (*), acima das barras da figura. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....	69
2.4.	Valores de pH em água para o intervalo de 0 a 5 cm de profundidade do solo na área de cerrado <i>s.s.</i> sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a maio de 1999. Diferenças significativas entre as áreas estão indicadas por asteriscos (*), acima das barras da figura. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....	70
2.5.	Razão C/N do solo superficial (0 a 5 cm de profundidade) da área de cerrado <i>s.s.</i> sem queima e da área queimada, no período de abril de 1998 a abril de 1999. Diferenças significativas entre as áreas estão indicadas por asteriscos (*), acima das barras da figura. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....	71

- 2.6. Proporção de N inorgânico (Ni) em relação ao N total (Nt) do solo, de 0 a 5 cm de profundidade, na área de cerrado *s.s.* sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a abril de 1999. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....72
- 2.7. Razão $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ do solo superficial (0 a 5 cm de profundidade) da área de cerrado *s.s.* sem queima e da área queimada no período de abril de 1998 a maio de 1999. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....73
- 2.8. Concentrações médias de N inorgânico (NH_4^+ e NO_3^-) disponível no intervalo de 0 a 5 cm de profundidade do solo na área de cerrado *s.s.* sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a maio de 1999. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....74
- 2.9. Taxas de nitrificação (produção de NO_3^-) para 0 a 5 cm de profundidade, determinadas a partir das incubações do solo *in situ*, no período de abril de 1998 a março de 1999. Os meses na legenda correspondem ao início de cada período de incubação. A. Nitrificação em 30 dias de incubação na área sem queima e na área queimada; B. Nitrificação em 60 dias de incubação na área sem queima e na área queimada. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....75
- 2.10. Taxas de mineralização líquida de N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) para 0 a 5 cm de profundidade, determinadas a partir das incubações do solo *in situ*, no período de abril de 1998 a março de 1999. Os meses na legenda correspondem ao início de cada período de incubação. A. N mineralizado em 30 dias de incubação na área sem queima e na área queimada; B. N mineralizado em 60 dias na área sem queima e na área queimada. A seta indica a queimada de setembro de 1998.....76
- 2.11. Biomassa microbiana de carbono do solo, obtida na área de cerrado *s.s.* sem queima e na área queimada, no intervalo de 0 a 5 cm de profundidade do solo, entre outubro de 1998 e dezembro de 1999. A. Biomassa microbiana presente no tempo inicial de cada período de incubação do solo *in situ* e; B. Biomassa microbiana obtida após 60 dias de incubação *in situ*. Os meses na legenda correspondem ao início de cada período de incubação do solo *in situ* referente ao experimento de mineralização.....77

Lista de Apêndices

Figura	Título	Página
1.	Concentração de nutrientes nas folhas verdes (g.kg^{-1} PS) das espécies lenhosas escolhidas, presente nas áreas de cerrado sem queima (SQ) e na área queimada (Q). (média \pm desvio padrão). Diferentes letras sobrescritas indicam diferenças significativas entre as áreas na concentração do nutriente para a espécie ($p \leq 0,05$).....	82
2.	Concentração de nutrientes nas folhas que já sofreram abscisão (folha seca) (g.kg^{-1} PS) das dez espécies lenhosas escolhidas, presente nas áreas de cerrado sem queima (SQ) e na área queimada (Q). (média \pm desvio padrão). Diferentes letras sobrescritas indicam diferenças significativas entre as áreas na concentração do nutriente para a espécie ($p \leq 0,05$).....	84
3.	Mineralização líquida de nitrogênio (mg.kg^{-1}) para 30 e 60 dias de incubação <i>in situ</i> , na área sem queima (SQ) e na área queimada (Q). Estão expressas as médias, desvio padrão (DP), mediana e coeficiente de variação (CV) para cada mês, dentro de cada uma das áreas estudadas.....	86
4.	Tabelas de mineralização de nitrogênio. A. Concentrações médias de N inorgânico (mg.kg^{-1} PS) e taxas de mineralização líquida de N ($\text{mg.kg}^{-1}\text{mês}$) para vários ecossistemas. A mineralização líquida está transformada para 30 dias, assumindo linearidade ao longo do período de incubação. Em parênteses está o erro padrão (EP). B. Estimativa anual de mineralização de N para vários ecossistemas.....	87

EFEITO DE QUEIMADAS NA MINERALIZAÇÃO DE NITROGÊNIO E EM PROCESSOS DE CICLAGEM DE NUTRIENTES EM UMA ÁREA DE CERRADO *STRICTO SENSU*

Introdução

A ciclagem de nutrientes constitui-se numa das funções mais importantes na regulação do funcionamento e do desenvolvimento dos ecossistemas. Um modelo geral da ciclagem de nutrientes inclui: (i) as entradas e saídas do sistema – p.ex., os nutrientes chegam através da chuva, partículas de poeira, fixação biológica, intemperização de rochas e podem deixá-lo através das águas dos rios, lixiviação e formas gasosas; (ii) a transferência de nutrientes entre planta e solo (ciclo biogeoquímico), incluindo o consumo pelas plantas e depois seu retorno para o solo, via serapilheira, lixiviação, decomposição de raízes e indivíduos mortos; e (iii) redistribuição interna de nutrientes móveis através do floema (ciclo bioquímico) (Attiwill & Adams 1993).

Os elementos ciclados dentro do sistema regulam a produção primária e influenciam o estabelecimento de limites para o reservatório de energia e, desta forma, para a própria estruturação dos ecossistemas. Os fatores que levam a variações na ciclagem de nutrientes em ecossistemas naturais são o clima, a composição de espécies, o estágio sucessional e a fertilidade do solo.

Sabe-se que a baixa disponibilidade de nutrientes nos solos é um fator determinante na distribuição de plantas em ecossistemas naturais. Solos de baixa fertilidade selecionam espécies com baixos requerimentos nutricionais (Medina & Huber 1992), o que reflete no baixo potencial de crescimento, na redução da estatura das plantas, na morfologia foliar e na capacidade fotossintética e absorção de nutrientes (Chapin *et al.* 1986, Medina 1987).

Em geral, os solos do Cerrado são profundos e bem drenados e possuem baixa fertilidade natural. A soma de bases trocáveis (K, Ca, Mg) é baixa, a acidez é alta, resultando em altos índices de saturação por alumínio (Batmanian & Haridasan 1985, Rosa 1990).

A baixa concentração de nutrientes como P, Ca e Mg nos tecidos vegetais de plantas do Cerrado (Batmanian 1983, Medeiros 1983, Borgatto 1994) pode ser uma indicação de adaptação a esses solos, atuando como um mecanismo para evitar o estresse nutricional. Entretanto, esta adaptação pode não refletir uma baixa eficiência na absorção de nutrientes, mas ser causada, principalmente, pelas baixas taxas de

crescimento, de tal forma que a eficiência no uso de nutrientes é baixa (Chapin 1980), persistindo mesmo quando nutrientes são adicionados experimentalmente (Chapin *et al.* 1986).

As análises da ciclagem de nutrientes realizadas em ecossistemas de Cerrado confirmam sua posição como ecossistema com baixo estoque de elementos essenciais (Silva 1990, Borgatto 1994). Os poucos estudos comparando perdas nutricionais em sítios nutricionalmente distintos sugerem que plantas, crescendo em solos de baixa fertilidade, podem minimizar a perda de nutrientes pela retranslocação de nutrientes minerais antes da abscisão foliar (Cuevas & Medina 1986). A redistribuição interna (retranslocação) de nutrientes dentro dos tecidos vegetais pode manter uma considerável quantidade de nutrientes em plantas adultas, evitando grandes perdas por lixiviação ou erosão. Segundo Delitti (1995), a auto-sustentação de ecossistemas florestais, em especial nos trópicos úmidos, dá-se através de uma ciclagem eficiente dos elementos essenciais e constitui uma estratégia de conservação de nutrientes na biomassa viva.

No entanto, os ecossistemas naturais estão sujeitos a diversos tipos de agentes de perturbação e distúrbio*, como o fogo, erupções vulcânicas, terremotos, clareiras, ventanias, furacões, entre outros, que podem alterar a dinâmica do sistema.

O fogo é um fenômeno antigo e universal e tem um papel importante na formação e manutenção de muitas comunidades vegetais e muitas das paisagens do mundo. No entanto, atividades antropogênicas, como o corte e a queima da vegetação, estão resultando em perdas que excedem as taxas naturais de reacumulação de nutrientes (Kauffman *et al.* 1994, Kauffman *et al.* 1998).

Os efeitos do fogo na vegetação estão relacionados ao regime de queima (frequência e época do ano) e ao comportamento do fogo, determinado pelas variáveis climáticas, topografia, intensidade e tempo de residência da frente de fogo e dinâmica do combustível (Raison 1979, Neary *et al.* 1996).

O fogo, como agente causador de distúrbio, é um fator comum no Cerrado. Partículas de carvão encontradas em região de Cerrado, apresentam registros de mais de 18000 anos na região da Chapada dos Veadeiros, GO (Vicentini 1999), indicando que

***Distúrbio**, segundo White & Pickett (1985), é qualquer alteração, incluindo flutuações ambientais e eventos destrutivos, percebido, ou não, como normal para um determinado sistema, enquanto **Perturbação** é qualquer mudança em um dos parâmetros que definem um sistema, podendo ser um fator novo para o ecossistema ou que já estava presente, mas se manifestando agora de forma exagerada.

estas queimadas podem ter sido de origem antrópica. Não só na região do Cerrado, mas em várias partes do país, o uso do fogo é um hábito antigo e vem sendo utilizado pelos índios, caboclos, pecuaristas, agricultores e engenheiros florestais, como instrumento de manejo da paisagem.

Ao discutir os impactos do fogo sobre a biota do Cerrado é preciso considerar que os impactos podem ser negativos, positivos ou neutros, e que as respostas aos impactos variam segundo uma escala temporal (curto, médio e longo prazo), espacial (local, regional e global) e níveis de organização biológica.

Para o Cerrado, estudos mostram uma rápida recuperação do estrato herbáceo após o fogo e uma maior produção primária líquida aérea (PPLA) no primeiro ano após o fogo (César 1980, Meirelles 1981, Rosa 1990, Andrade 1998). No entanto, Batmanian & Haridasan (1985), comparando a PPLA do estrato rasteiro de cerrado *stricto sensu*, mostraram que após a queimada foram necessários 15 meses para que o estrato rasteiro alcançasse valores semelhantes aos da área sem queima, com o fogo favorecendo inicialmente o crescimento das herbáceas não gramíneas, que representaram até 68% do total da biomassa do estrato rasteiro na área queimada.

Quanto à vegetação lenhosa, o fogo parece afetar diferentemente a recuperação deste estrato. Silva *et al.* (1996) determinaram para áreas de campo sujo taxas de mortalidade de 7,2% e 19,1% para as espécies lenhosas de áreas queimadas no início da época seca (junho) e no final da época seca (setembro), respectivamente. Esta maior mortalidade no final da época seca pode ser explicada pela época de queima, já que em setembro muitas espécies lenhosas estão investindo em renovação de folhas e estruturas novas (Bucci 1997). Dessa forma, todo o investimento estaria sendo prejudicado tanto pelas altas temperaturas quanto pelas altas intensidade da frente de fogo durante a queimada no final da seca (Miranda *et al.* 1996), o que acarretaria um maior dano às espécies lenhosas, principalmente para os indivíduos menores que estariam dentro do alcance das chamas da frente de fogo.

Com a queima, parte dos nutrientes contidos na vegetação é perdida para a atmosfera como gases (N, S, P) ou como partículas finas (Ca, K, Mg). Os nutrientes remanescentes são depositados na superfície do solo como cinzas (Coutinho 1982), ocorrendo assim, um aumento do pH e da disponibilidade de cátions nas camadas superficiais do solo. Dados sobre o efeito do fogo nos solos sob cerrado (Batmanian 1983), mostram haver um pronunciado aumento nos níveis de Ca, K, Mg e Na trocáveis

no solo após a ocorrência de uma queimada, sendo que os níveis retornam aos valores anteriores num período de 3 a 4 meses após o evento.

Kaufman *et al.* (1994) não encontraram diferenças na massa total de nutrientes perdida com a queima entre as fisionomias mais abertas e as mais densas de Cerrado. Contudo, baseado nas diferenças entre eficiência de combustão e subsequente concentração de nutrientes nas cinzas, eles encontraram perdas por volatilização significativamente maiores de N, P, S e C no campo limpo e campo sujo, do que nas fisionomias mais densas. Estas perdas são significativamente importantes, uma vez que não retornam ao sistema. Já as perdas por particulados, maiores no campo cerrado e cerrado *s.s.*, podem ser rapidamente redistribuídas de volta ao sistema principalmente via precipitação seca. Como a maioria da biomassa vegetal em savanas está na porção subterrânea (Abdala *et al.* 1997), somente uma pequena fração estaria sendo diretamente influenciada pelo fogo.

Pivello & Coutinho (1992), trabalhando em áreas de Cerrado próximas a áreas agrícolas, chegaram à conclusão de que um intervalo de três anos entre as queimadas seria adequado para estimular a reciclagem dos nutrientes retidos no material vegetal morto e evitar um empobrecimento do ecossistema. Para isso, levaram em conta as médias quantitativas dos macronutrientes liberados para a atmosfera como consequência da passagem do fogo e sua reposição pela água da chuva e, tendo em mente, uma rápida formação de matéria orgânica, principalmente nos cerrados abertos. Além disso, taxas de entradas de nutrientes via precipitação seca e úmida e fixação biológica têm mostrado compensar as perdas de nutrientes dentro do período de um a três anos em savanas neotrópicas (Medina 1982).

De acordo com Castro Neves & Miranda (1996), durante a passagem do fogo num campo sujo de Cerrado, a média da temperatura máxima da superfície do solo foi de 279 ± 97 °C, mas em cinco minutos, retornou ao valor de antes da queima. Após 10 minutos da queimada, a temperatura máxima, a 1 cm de profundidade do solo, era de 52,8 °C, o que significou um aumento de 24,8 °C em relação a valores antes do fogo. Apesar das variações de temperatura não serem extremas, a destruição do material orgânico na superfície do solo durante sucessivas queimadas pode levar a um decréscimo dos compostos e elementos presentes no solo na sua forma orgânica. Dessa forma, se a frequência de queima for acelerada ou áreas de Cerrado forem convertidas

cada vez mais para agricultura e pastagem, poderá ocorrer um progressivo empobrecimento da produtividade do sistema e mudanças na estrutura do ecossistema.

A importância relativa entre os ciclos biogeoquímico e bioquímico para a ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e o efeito de queimadas sobre o nível em que estes ciclos governam o movimento de diferentes nutrientes são questões ainda a serem esclarecidas.

Hipóteses:

1. Sucessivas queimadas afetam a densidade da vegetação lenhosa, alterando a entrada de nutrientes via serapilheira através de:

→ diminuição na produção de serapilheira e alteração de sua qualidade nutricional

→ alteração nas taxas de retranslocação de nutrientes via floema

2. As taxas de mineralização líquida de nitrogênio diminuem como consequência de um progressivo empobrecimento da produtividade do sistema submetido a um regime de queima bienal no final da estação seca.

Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivos:

1. Determinar a produção e a qualidade nutricional da serapilheira para uma área de cerrado *stricto sensu* sem queima há 26 anos e uma área de cerrado *stricto sensu* submetida a queimadas prescritas a cada dois anos, desde 1992.

2. Determinar as taxas de retranslocação de nutrientes para 10 espécies lenhosas de diferentes padrões fenológicos, em ambas as áreas de cerrado *stricto sensu*.

3. Comparar as taxas de mineralização de nitrogênio *in situ* em solos de ambas as áreas de cerrado *stricto sensu*.

Local de Estudo

O trabalho foi conduzido na Reserva Ecológica do Roncador do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (RECOR/IBGE), localizada a 35 Km ao sul de Brasília, D.F. (15° 55' S, 47° 51' W), a uma altitude média de 1100 m e com uma área de 1360 ha. A vegetação de Cerrado, que domina a paisagem da região, é considerada uma savana sazonal úmida (Felfili & Silva, Jr. 1993). O clima é tropical (Köppen Aw), com precipitação anual média entre 1100 e 1600 mm e duas estações, seca e chuvosa, bem definidas. A estação seca vai de maio a setembro, e mais de 90% da precipitação anual ocorre ao longo da estação chuvosa (outubro a abril).

Os sítios escolhidos integram o experimento de longo prazo sobre os efeitos do fogo no bioma Cerrado (Projeto Fogo), conduzido pelo Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília. São caracterizados como cerrado *stricto sensu*, forma fisionômica mais comum de Cerrado no Brasil Central, na qual os arbustos não estão cobertos pelas árvores e compartilham a dominância visual com as mesmas e as árvores apresentam em geral, altura inferior a 12 m (Eiten 1994). Os solos das áreas são classificados como Latossolo Vermelho Escuro, bem drenado, de textura muito argilosa e baixa capacidade de troca catiônica. A área queimada esteve protegida contra o fogo durante 18 anos, sofrendo desde o ano de 1992, um regime de queimas bienais do tipo tardia (no final da estação seca - mês de setembro). A área sem queima encontra-se protegida do fogo há 26 anos.

Referências Bibliográficas

- Abdala, G.C.; Caldas, L.S.; Haridasan, M.; Eiten, G. 1997. Belowground organic matter and root: a shoot ratio in a cerrado in Central Brazil. *Revista Brasileira Ecologia* 01:36-49.
- Andrade, S.M.de A. 1998. *Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de Cerrado submetidos a diferentes regimes de queimas*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Attiwill, P.M.; Adams, M.A. 1993. Tansley Review no. 50: Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124:561-582.
- Batmanian, G.J. 1983. *Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um Cerrado*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- 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.
- Borgatto, D.de F. 1994. *Estado nutricional da regeneração de espécies arbóreas de um cerrado submetido a corte e queima*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Bucci, F.F.B. 1997. *Floração de algumas espécies de Melastomataceae do Distrito Federal: uso de dados de herbário para obter dados sazonais*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Castro Neves, B. M; Miranda, H.S. 1996. Efeitos do fogo no regime térmico do solo de um campo sujo de Cerrado. In: *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*. H.S., Miranda, C.H. Saito, B.F.S. Dias (orgs.). ECL/UnB, Brasília. p.20-29.
- Cesar, H.L. 1980. *Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de um campo sujo na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Chapin, F.S.III 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:33-260.
- Chapin, F.S.; Vitousek, P.M; van Cleve, K. 1986. The nature of mineral limitation in plant communities. *American Naturalist* 127:48-58.
- Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. In: *Ecology of tropical savannas*. B.J. Huntley, B.H. Walker (eds.). Springer-Verlag, Berlin. p.273-291 (Ecological Studies 42).

- Cuevas, E.; Medina, E. 1986. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems. I. Nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. *Oecologia* **68**: 466-472.
- Delitti, W.B.C. 1995. Estudos da ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecologia Brasiliensis* **1**:469-486.
- Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. M.N. Pinto (org.). Ed. Universidade de Brasília, Brasília. p.17-73.
- Felfili, J.M.; Silva, M.C. Jr. 1993. A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **9**:277-289.
- 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.
- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L.; Ward, D.E. 1998. Fire in the Brazilian Amazon. 2. Biomass, nutrient and losses in cattle pastures. *Oecologia* **113**:415-427.
- Medeiros, R.A. 1983. *Comparação do estado nutricional de algumas espécies acumuladoras e não acumuladoras de alumínio, nativas do cerrado*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Medina, E. 1982. Physiological ecology of neotropical savanna plants. *Ecology of tropical savannas*. B.J. Huntley, B.H. Walker (eds.) Springer-Verlag, Berlin. p.308-335. (Ecological Studies 42).
- Medina, E. 1987. Requeriments, conservation, and cycles of nutrients in the herbaceous layer. In: *Determinants of tropical savannas*. B.H. Walker (ed.). IRL Press, Oxford. p.39-65. (IUBS Monographies serie 3).
- Medina, E.; Huber, O. 1992. The role of biodiversity in the functioning of savanna ecosystems. In: *Biodiversity and global change*. O.T. Solbrig, H.M. van Emden, P.G.W.J. van Cordt (eds.). International Union of Biological Sciences, Paris. Chapter 13, p.139-158.
- Meirelles, M.L. 1981. *Produção primária e suas relações com fatores ambientais em pastagens artificiais e campo sujo de cerrado, queimado e natural*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Miranda, H.S.; Rocha e Silva, E.P.; Miranda, A.C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: *Impactos de Queimadas em áreas de cerrado e restinga*. H.S. Miranda, C.H. Saito, B.F.S. Dias (orgs.). ECL/UnB Brasília, DF p.1-10.
- Neary, D.G.; Overby, S.A.; Gottfield, G.J.; Perry, H.M. 1996. Nutrients in Fire - Dominated Ecosystems. In: *Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems - A Symposium proceedings* P.F. Ffolliott et al. (coords.). USDA Forest Service. p.107-117.

- 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.
- Raison, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* **51**:73-108.
- Rosa, C.M.M. 1990. *Recuperação pós-fogo do estrato rasteiro de um Campo Sujo, com e sem fogo*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Silva, F.C. 1990. *Compartilhamento de nutrientes em diferentes componentes da biomassa aérea em espécies arbóreas de um cerrado*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Silva, G.T.; Sato, M.N.; Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. In: *Impactos de Queimadas em áreas de cerrado e restinga*. H.S. Miranda, C.H. Saito, B.F.S. Dias (orgs.). ECL/UnB, Brasília, DF. p.93-101.
- Vicentini, K.F. 1999. *História do fogo no Cerrado: uma análise palinológica*. Tese de doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- White, P.S.; Pickett, S.T.A. 1985. Natural disturbance and path dynamics: an introduction. In: *The ecology of natural disturbance and path dynamics*. S.T.A. Pickett, P.S. White (eds). San Diego, Academy Press. p.3-13.

CAPÍTULO 1: Efeito do fogo na produção e composição química da serapilheira e retranslocação de nutrientes em área de cerrado *stricto sensu*

Resumo

Este estudo teve como objetivo verificar o efeito do fogo na produção e qualidade nutricional da serapilheira e no índice de retranslocação de nutrientes para dez espécies lenhosas de uma área de cerrado *s.s.* submetida a queimas no final da estação seca, comparando com uma área de cerrado *s.s.* protegida do fogo há 26 anos. As áreas estudadas localizam-se na Reserva Ecológica do IBGE (Brasília, DF) e a área queimada vem sofrendo desde 1992, um regime de queimas bienais em setembro (final estação seca). As coletas de serapilheira, em bandejas de 0,25 m², foram realizadas em intervalos de 15 dias, de outubro/97 a setembro/99, com a última queimada realizada em setembro de 1998. O índice de retranslocação foi avaliado comparando-se a concentração do elemento (N, P, K, Ca, Mg, S e Al) em folhas verdes e a concentração do elemento em folhas que já sofreram abscisão, das espécies *Kielmeyera coriacea*, *Caryocar brasiliense*, *Qualea grandiflora*, *Dalbergia miscolobium*, *Stryphnodendron adstringens*, *Roupala montana*, *Vochysia elliptica*, *Ouratea hexasperma*, *Styracis ferrugineus* e *Sclerolobium paniculatum*. Estas espécies representam padrões fenológicos distintos. As estimativas de densidade foram de 1012 indivíduos ha⁻¹ para a área submetida a queimas e 3150 indivíduos ha⁻¹ para a área sem queima. De um modo geral, as concentrações dos macronutrientes nas folhas das espécies estudadas ficaram abaixo das faixas de concentração para plantas superiores tropicais. Entre os macronutrientes, K e P, tiveram as concentrações mais baixas em relação às observadas para lenhosas tropicais. As taxas de retranslocação para S foram semelhantes às encontradas para N (5 a 57 %). As taxas de retranslocação variaram bastante entre as espécies e as áreas para P (20 a 74 %) e K (28 a 78 %). Ca e Al acumularam-se nas folhas secas de todas as espécies e Mg teve uma pequena retranslocação em algumas espécies enquanto em outras, acumulou nas folhas secas. As baixas concentrações foliares e o as mais altas taxas de retranslocação encontradas para P e K, provavelmente colocam estes dois elementos como os mais limitantes. O total anual de serapilheira estimada na área queimada foi de 42,2 g.m⁻² no ano anterior à 4ª queimada (1997/1998) e 34,1 g.m⁻² no ano seguinte (1998/1999), o que significou uma redução de 22% na serapilheira produzida nos doze meses após a passagem do fogo. Na área

protegida do fogo, não houve diferença entre a produção de 1997/1998 e 1998/1999, ficando em média $229,6 \text{ g.m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. A produção de serapilheira em ambas as áreas ocorreu ao longo de todo o período de coleta, com maior produção no final da época seca. Na distribuição percentual das frações da serapilheira, as folhas contribuíram com mais de 75% do total da serapilheira produzida em ambas as áreas. As concentrações média de P, K, S, Mg e Ca foram maiores na serapilheira foliar da área queimada, enquanto N e Al não diferiram entre as duas áreas. A seqüência decrescente observada $N > Ca > K > Mg > S > P$ quanto à concentração e fluxo do elemento via serapilheira, foi a mesma para ambas as áreas. O fluxo de nutrientes na área submetida a queima foi cerca de 60 a 80 % menor quando comparado com o fluxo de nutrientes para a área protegida do fogo. Este fato deve ser consequência tanto da produção de serapilheira, que é cerca de seis vezes menor, como das diferenças na contribuição individual das espécies presentes nas áreas.

Palavras-chave: cerrado, fogo, produção e composição química da serapilheira, química foliar e retranslocação

Abstract

The objective of this study was to determine the effect of fire on the rates of fine litterfall and associated nutrient concentration and the retranslocation rate for ten wood species from cerrado *stricto sensu* sites, located at the Reserva Ecológica do IBGE (Brasília, DF). The burned site has been subjected to prescribed fires every two years, since 1992, at the end of the dry season (September). The control (unburned) site has been protected against fire for 26 years. Sixty 0,25 m² trays placed 15 cm above the ground were distributed in three transects. Accumulated litter was collected every 15 days during two years (October 1997 to September 1999). The percentage withdrawal of nutrient prior to litterfall (retranslocation rate) was calculated as the difference in N, P, K, S, Mg, Ca and Al concentration between mature and senescent leaves from *Kielmeyera coriacea*, *Caryocar brasiliense*, *Qualea grandiflora*, *Dalbergia miscolobium*, *Stryphnodendron adstringens*, *Roupala montana*, *Vochysia elliptica*, *Ouratea hexasperma*, *Styrax ferrugineus* e *Sclerolobium paniculatum*. These species are representative of different phenologies. Total density was 1012 trees ha⁻¹ in burned site and 3150 trees ha⁻¹ in unburned site. Concentration of nutrients was generally lower than the levels usually determined for tropical higher plants. The retranslocation rates for S were similar for N (5 to 57 %) while for P were between 20 and 74 % in both sites. Retranslocation rates for K changed more among species (28 to 78 %) and sites. Ca and Al accumulated in the old leaves and Mg had a small withdrawal in some species but accumulated in others. The low foliar concentration and the high retranslocation for P and K, suggest that Cerrado ecosystem is limited by a combination of "rock-derived" elements. The annual litterfall in the burned site was 42,2 g.m⁻² before the fourth prescribed fire. However, in the year after this burning the annual litterfall decreased considerably (34,1 g.m⁻²). In the unburned site, the total annual litterfall was not significantly different between the years (229,6 g.m⁻²). Litter production occurred during the entire period of study, with a clear peak of production during the dry period. Leaf fraction accounted for more than 75% of the annual litterfall, in both sites. The leaf production decreased after the fourth prescribed fire. In the burned site, leaf litterfall and total litterfall decreased about 85% when compared to the production of the unburned site. Mean concentrations of P, K, S, Mg and Ca were higher in the leaf fraction from the burned site whereas mean concentrations of N and Al were not significantly different between the sites. The nutrient flux through litterfall was

substantially greater in the burned site. The nutrient flux at burned site was 60 to 80 % lower than observed at the unburned site. It was a consequence of the lower litter production, which was six times smaller than the unburned site. Moreover, the burned site also presented a smaller number of individuals which influenced upon the contribution of each species in the litter nutrient composition.

Introdução

A sazonalidade na disponibilidade de água e a baixa fertilidade do solo são denominadores comuns para várias savanas tropicais. Fatores como o fogo, a intensidade de herbivoria e processos de manejo dos solos também modificam a estrutura deste tipo de vegetação (Medina 1987, Eiten 1994).

A ocorrência de fogo em savanas está diretamente relacionada com a quantidade de biomassa seca acumulada. A frequência e a ocorrência sazonal do fogo variam de acordo com os diferentes tipos de savana. Savanas úmidas com alta concentração de biomassa graminosa/herbácea, tendem a queimar em intervalos de 1 a 5 anos, com o fogo ocorrendo em geral no final da estação seca ou início da chuvosa (Frost & Robertson 1987, Coutinho 1990).

O fogo apresenta efeitos variáveis sobre o ecossistema. Em comunidades vegetais são observadas modificações na flora, na densidade e na produtividade da vegetação. As queimadas promovem a remoção da serapilheira e a exposição do solo mineral, remoção dos tecidos aéreos, incremento da disponibilidade de luz e um enriquecimento temporário de nutrientes minerais na superfície do solo (Batmanian 1983, Miyanishi & Kellman 1986). A redução da biomassa vegetal e do folheto alteram os fluxos de energia, nutrientes e água entre solo, planta e atmosfera, e podem afetar o *status* nutricional do sistema (Frost & Robertson 1987).

Os nutrientes são ciclados das plantas para a camada de serapilheira e superfície do solo em combinação a grandes quantidades de carbono fixado fotossinteticamente. A serapilheira proporciona uma cobertura para o solo evitando possíveis erosões causadas pela chuva, sendo também uma importante fonte de nutrientes potencialmente mineralizáveis. Estes nutrientes tornam-se disponíveis novamente para as plantas e microrganismos, através dos processos de decomposição e mineralização, os quais têm um papel chave em regular a disponibilidade de nutrientes e assim, a taxa de crescimento vegetal (Attiwill & Adams 1993).

As espécies de plantas podem afetar a dinâmica de nutrientes no ecossistema através de vários mecanismos (Wedin & Tilman 1990). Os impactos de espécies lenhosas na fertilidade do solo dependem de sua eficiência no uso do nutriente assim como da composição química da serapilheira e a decomposição (Montagnini *et al.* 1995). Altas taxas de produção de serapilheira e uma lenta decomposição resultam no acúmulo de serapilheira e grande quantidade de matéria orgânica, enquanto que uma

serapilheira menos abundante com uma taxa de decomposição mais rápida e alto conteúdo de nutrientes pode promover uma rápida reciclagem de nutrientes (Montagnini *et al.* 1993).

Em solos distróficos, a capacidade de retranslocar nutrientes em uma proporção maior do que é reciclado via serapilheira-decomposição-mineralização pode ser um fator determinante na manutenção da vegetação. Vitousek e Sanford (1986) encontraram uma maior eficiência na utilização de fósforo em solos inférteis, quando comparado com solos mais férteis. Este fato parece ser uma consequência tanto da baixa concentração foliar de fósforo como de uma efetiva retranslocação do elemento. A remobilização e retranslocação de nutrientes de folhas senescentes para outros órgãos em crescimento ou de armazenamento, podem manter uma considerável quantidade de nutrientes em plantas adultas, reduzindo a energia gasta na aquisição do nutriente através das raízes (Medina 1984). Além disso, evitam maiores perdas por lixiviação ou erosão como quando ocorre via ciclagem externa e reduzem a dependência no suprimento do nutriente no solo (Jonasson & Chapin 1985). Esta adaptação se torna mais importante em solos inférteis (Medina 1984), desde que este mecanismo reduza a perda de nutrientes (Chapin 1980) e aumente a eficiência no uso do nutriente na planta (Vitousek 1982, Vitousek 1984).

De uma maneira geral, as concentrações foliares de nutrientes essenciais encontrados em áreas de cerrado (Medeiros 1983, Borgatto 1994) estão abaixo das faixas de concentração para plantas superiores, o que colocaria o Cerrado como um sistema de baixo estoque de elementos essenciais, em comparação a outras comunidades florestais e outras savanas do mundo. As concentrações foliares de N, P, K, Mg e Ca estão relacionadas com diferenças de mobilidade desses elementos minerais no floema, ou seja, sua taxa de retranslocação, a partir de folhas maduras ou outros órgãos de armazenamento (Medina 1984).

O fogo também parece influenciar o estado nutricional de indivíduos crescendo em áreas queimadas (Medeiros 1983, Cardinot 1998), o que parece estar relacionado aos mecanismos de cada espécie em absorver ou manter os nutrientes, bem como, nas diferenças quanto ao estoque e alocação de suas reservas nutritivas (Cardinot 1998).

Kozovits (1997) ao estudar a disponibilidade dos íons nitrato e amônio em solos de cerrado *s.s.* e sua assimilação pelas plantas através das atividades das enzimas redutase do nitrato e sintetase da glutamina em folhas de três espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais, demonstrou diferenças nas estratégias para a aquisição e

gerenciamento de N em condições de baixa disponibilidade do nutriente no solo, refletidas em distintos valores de atividades enzimáticas, conteúdo de N foliar e taxas fotossintéticas, o que estaria permitindo a coexistência de espécies (ou grupos funcionais) em áreas de baixa disponibilidade do elemento.

O presente estudo teve como objetivos verificar o efeito do fogo (i) na produção e qualidade nutricional da serapilheira, (ii) concentração de nutrientes nas folhas e (iii) nas taxas de retranslocação de nutrientes para dez espécies lenhosas de uma área de cerrado *s.s.* submetida a queimas bienais em setembro (final da estação seca), comparando com uma área de cerrado *s.s.* protegida do fogo há 26 anos.

Material e Métodos

Análise fitossociológica

A identificação das espécies lenhosas das áreas estudadas foi realizada em abril de 1998, dentro de uma área de 800 m² para a área queimada e em uma área de 400 m² para a área protegida do fogo (sem queima), que é mais densa que a primeira. Todos os indivíduos lenhosos com 5 ou mais centímetros de diâmetro a 30 cm da base foram identificados. Com os dados de altura (m), diâmetro (cm) e cobertura foliar (m²), foi determinado o índice de valor de importância (IVI) e a partir do levantamento fitossociológico obteve-se também a densidade de indivíduos nas duas áreas.

Produção de serapilheira e composição química

A produção de serapilheira foi estimada com a instalação de 60 bandejas coletoras de 0,25 m² (0,50 m x 0,50 m) cada, colocadas em cada uma das áreas, a uma altura de 15 cm do solo, equidistantes em 5 m, sendo 3 fileiras de 20 bandejas, separadas entre si em 15 m.

O conteúdo das bandejas foi recolhido em intervalos de 15 dias, entre outubro de 1997 e setembro de 1999. O material recolhido, após secagem a 70 °C por 72 h, foi separado em duas frações (fração folha e fração miscelânea) e estas, pesadas separadamente. Na fração miscelânea foram reunidas as partes reprodutivas, ramos, etc, e descartados materiais como gramíneas e restos de animais.

Após a moagem do material foliar obtido mensalmente, no período de outubro de 1997 a setembro de 1998, realizou-se uma digestão com uma mistura de ácido perclórico e água oxigenada, para análise química dos macronutrientes (N, P, K, S, Mg, Ca e Al). A concentração de N foi realizada através do Método de Nessler (Oliveira 1986). A concentração de K foi determinada por fotometria de chama e os demais elementos por espectrometria de emissão atômica (ICP/AES). Essas análises foram realizadas no laboratório de Tecido Vegetal da EMBRAPA – Cerrados (Planaltina, D.F).

Taxa de Retranslocação

Dez espécies lenhosas em comum nas duas áreas foram escolhidas para a estimativa da taxa de retranslocação de nutrientes antes da abscisão foliar. Estas espécies representam diferentes padrões fenológicos. A classificação das espécies

baseou-se nas observações fenológicas de Caldas *et al.** (em preparação), trabalhando em áreas de Cerrado próximas às do presente estudo.

As espécies escolhidas foram:

- *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Guttiferae), típica espécie decídua do Cerrado, que perde suas folhas no início da estação seca e permanece até o início das chuvas sem produção de novas folhas;
- *Caryocar brasiliense* Camb. (Caryocaraceae), *Qualea grandiflora* Mart. (Vochysiaceae), *Dalbergia miscolobium* Benth. (Leguminosae – Papilionoideae) e *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Cov. (Leguminosae – Mimosoideae), espécies brevidecíduas, que apresentam um pico de queda de folhas no final da estação seca.
- *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae), *Vochysia elliptica* Mart. (Vochysiaceae) e *Ouratea hexasperma* (St.Hil.) Baill. (Ochnaceae), perdem as folhas velhas juntamente com a maturação das novas, ou mesmo começando a abscisão um pouco antes da brotação. São espécies sempre-verdes “spring flushers”;
- *Styrax ferrugineus* Nees & Mart. (Styracaceae) e *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. (Leguminosae – Caesalpinoideae), produzem e perdem folhas ao longo do ano. São espécies sempre-verdes do tipo “summer leafers”.

As espécies acima listadas, também podem ser agrupadas em diferentes grupos funcionais segundo suas características nutricionais, como as leguminosas *Dalbergia miscolobium* Benth., *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) e *Sclerolobium paniculatum*, que possuem alta demanda por N e as acumuladoras de Al, *Qualea grandiflora* Mart. e *Vochysia elliptica* Mart.

Em cada uma das áreas, foram marcados três indivíduos de cada uma das dez espécies escolhidas para verificar a taxa de retranslocação. Entre março e abril de 1998, foi recolhido material foliar verde (folhas verdes maduras) e seco (após abscisão foliar) desses indivíduos. O material verde foi lavado em água destilada e colocado para secar a 70 °C. O material foliar coletado seco foi colocado em estufa a 70 °C, por 72 h. Todo o material obtido foi moído e preparado para análise química dos macronutrientes, segundo as mesmas metodologias usadas para a composição química da serapilheira.

*Dra. Linda S. Caldas, Departamento de Botânica, UnB. CEP 70910-900. Brasília, DF.

A ciclagem interna de nutrientes (taxa de retranslocação) foi avaliada comparando-se a concentração do elemento (N, P, K, S, Mg, Ca e Al) em folhas verdes maduras e a concentração do elemento em folhas que já sofreram abscisão (folha seca) (Fensham & Bowman 1995, Aerts 1996, Songwe *et al.* 1997).

Cálculo para a taxa de retranslocação, considerando o período de tempo entre a maturidade da folha e sua abscisão:

$$\frac{[\text{nutriente folha verde}] - [\text{nutriente folha seca}]}{[\text{nutriente folha verde}]} \times 100$$

Análise estatística

Diferenças entre as áreas, dentro do mesmo mês, foram testadas pelo teste não-paramétrico de Mann-Whitney, já que os dados não seguiram uma distribuição normal. Diferenças entre os meses, dentro de um mesmo tratamento, foram testadas através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, e diferenças na produção de serapilheira entre os anos foram testadas através do método de Wilcoxon (Sokal & Rohlf 1997). Diferenças a 5% de probabilidade foram tidas como significantes. As análises foram feitas usando o pacote estatístico SYSTAT versão 5.0 para Windows (SYSTAT Inc. 1990-1992).

Resultados e Discussão

Fitossociologia

As estimativas de densidade foram de 1012 indivíduos por hectare para a área submetida a queimas prescritas e de 3150 indivíduos por hectare para a área protegida do fogo. Na Tabela 1.1 são apresentadas as espécies amostradas em cada uma das áreas assim como seus valores e respectivas posições na classificação por ordem decrescente de IVI (índice de valor de importância).

Ouratea hexasperma apresentou o maior IVI na área queimada e o segundo maior na área sem queima. No entanto, segundo a densidade de indivíduos por hectare, esta espécie ocupou a primeira posição em ambas as áreas. Em outros inventários realizados em áreas de cerrado *s.s.*, *Ouratea hexasperma* também ocupou as primeiras posições em importância (Felfili *et al.* 1993, Sato & Miranda 1996, Pinto 1999). *Caryocar brasiliense* se destacou entre as mais importantes, ficando em terceiro lugar em ambas as áreas estudadas.

Sclerolobium paniculatum ficou em primeiro lugar na área sem queima segundo o IVI, entretanto apareceu em 9º lugar nessa classificação para a área queimada. A densidade de indivíduos desta espécie por hectare, passou de 10 indivíduos na área protegida do fogo para 1 indivíduo na área queimada. As demais espécies utilizadas para a taxa de retranslocação alternaram suas posições em função da área estudada.

Nutrientes nas folhas

De um modo geral, as concentrações dos macronutrientes nas folhas das espécies estudadas ficaram abaixo das faixas de concentração para plantas superiores tropicais, de acordo com a revisão feita por Drechsel & Zech (1991). A classificação por eles adotada, foi baseada na comparação de árvores da mesma espécie com ou sem sintomas de deficiência mineral. Apesar do pouco conhecimento sobre requerimentos nutricionais específicos, os dados compilados nessa revisão, podem servir como uma orientação, indicando a tendência para os níveis de concentração do nutriente, em espécies crescendo em solos tropicais (Drechsel & Zech 1991). No presente estudo, K e principalmente P, tiveram as concentrações mais baixas em relação às observadas para lenhosas tropicais. A concentração média para P e K, levando em conta as 10 espécies aqui estudadas, foi de $0,6 \pm 0,1$ e $3,3 \pm 1,2$ g.kg⁻¹, respectivamente. Para Drechsel &

Zech (1991), concentrações adequadas de P variaram de 1 a 3,5 g.kg⁻¹ e para K, ficaram entre 4 e 40 g.kg⁻¹.

Na maioria das espécies estudadas, as concentrações de P, Mg, S e Al encontradas tanto nas folhas verdes como nas que já sofreram abscisão (folhas secas), não diferiram significativamente entre as áreas (Apêndices 1 e 2).

As maiores concentrações de N nas folhas verdes foram encontradas nas leguminosas *Dalbergia miscolobium* e *Stryphnodendron adstringens*, em ambas as áreas. A concentração de nitrogênio nas folhas verdes aumentou em *Caryocar brasiliense*, *Stryphnodendron adstringens*, *Roupala montana* e *Ouatea hexasperma* na área submetida a queima ($p \leq 0,05$). Medeiros (1983) e Cardinot (1998) também encontraram aumentos significativos na concentração foliar de N em espécies de Cerrado, crescendo em áreas submetidas a queimadas. Nas folhas secas, a concentração de N foi maior na área queimada para *Caryocar brasiliense*, *Qualea grandiflora* e *Dalbergia miscolobium* ($p \leq 0,05$).

Apesar das concentrações de K nas folhas serem muito baixas, ocorreram algumas variações dependendo da espécie estudada. *Caryocar brasiliense* e *Vochysia elliptica*, por exemplo, apresentaram concentrações maiores nas folhas verdes dos indivíduos da área sem queima, entretanto, as folhas secas desses indivíduos também tiveram concentrações maiores de K em relação aos da área queimada ($p \leq 0,05$). Enquanto isso, *Qualea grandiflora* mostrou ter concentrações maiores de K nas folhas secas dos indivíduos da área queimada ($p \leq 0,05$).

As concentrações de Ca tanto nas folhas verdes como nas folhas que já sofreram abscisão foram maiores na área sem queima para *Kielmeyera coriacea*, *Qualea grandiflora* e *Styrax ferrugineus* ($p \leq 0,05$). Concentrações maiores de Ca nas folhas secas foram também encontradas em indivíduos de *Dalbergia miscolobium* e *Vochysia elliptica* da área sem queima. *Sclerolobium paniculatum*, uma sempre-verde "summer leafers" abundante na área sem queima mas com um IVI reduzido na área queimada, apresentou as menores concentrações de Ca e Mg nas folhas verdes e secas em relação às demais espécies. Entre as espécies de Cerrado estudadas por Borgatto (1994), *Sclerolobium paniculatum* também teve os menores valores de Ca (1,4 a 2,2 g.kg⁻¹) na folha verde.

As taxas de retranslocação para N ficaram entre 5 e 57 % enquanto para P, taxas maiores foram obtidas, ficando entre 20 a 74 %, para ambas as áreas (Figura 1.1 A e B).

Medina (1984) e Vitousek & Sanford (1986) mostraram que cerca de 50% de N e 60% de P são retranslocados antes da queda foliar em espécies de regiões tropicais. Em florestas monodominantes no norte do Brasil, Villela & Proctor (1999) também acharam taxas de retranslocação de N e P similares às descritas acima. Para regiões temperadas, as proporções de nutrientes reabsorvidos das folhas senescentes de árvores podem variar de 0 a 80 % para N e de 0 a 90 % para P, com valores médios de 52 e 43 %, respectivamente (Chapin & Kedrowski 1983). Na revisão feita por Aerts (1996), utilizando dados de uma grande variedade de espécies perenes, foi encontrada uma reabsorção média de 50% para N e 52% para P.

As taxas de retranslocação para K variaram entre as espécies (28 a 78 %) e as áreas (Figura 1.1 C). A retranslocação de K chegou a 78% para *Kielmeyera coriacea*, *Caryocar brasiliense*, *Roupala montana* e *Styrax ferrugineus* presentes na área queimada. As taxas de retranslocação de K aqui encontradas, estão bem acima das obtidas por Medina (1984), Villela & Proctor (1999) e em florestas temperadas (Ryan & Bormann 1982). Entretanto, são similares às encontradas por Veneklaas (1991) em florestas tropicais montanhosas na Colômbia e por Fensham & Bowman (1995) em florestas de eucaliptos no norte da Austrália.

As taxas de retranslocação para S foram semelhantes às de nitrogênio, ficando entre 10 e 50 %, com exceção das encontradas para indivíduos de *Qualea grandiflora* presentes na área queimada, que acumularam S nas folhas senescentes (Figura 1.1 D). *Kielmeyera coriacea*, uma típica decídua, apresentou as maiores taxas de retranslocação na área queimada tanto para S como para N, P e K (Tabela 1.2).

Cálcio, que é considerado um elemento praticamente imóvel no floema (Vitousek & Sanford 1986), acumulou-se nas folhas secas de todas as dez espécies estudadas (Figura 1.1 F). No entanto, este acúmulo foi diferenciado dependendo da espécie e da área estudada. *Kielmeyera coriacea*, *Caryocar brasiliense*, *Qualea grandiflora*, *Dalbergia miscolobium* e *Roupala montana* acumularam mais Ca nas folhas dos indivíduos da área queimada, enquanto *Stryphnodendron adstringens*, *Vochysia elliptica* e *Ouratea hexasperma* acumularam mais Ca nas folhas dos indivíduos da área protegida do fogo.

Magnésio, um íon de mobilidade intermediária no floema, teve uma pequena retranslocação em algumas espécies, enquanto para outras espécies observou-se um acúmulo nas folhas secas (Figura 1.1 E). Medina (1984) também encontrou esse mesmo comportamento heterogêneo para Mg em várias espécies de florestas tropicais. Quanto

ao alumínio, as espécies acumuladoras de Al (*Qualea grandiflora* e *Vochysia elliptica*) apresentaram concentrações foliares semelhantes nas folhas verdes maduras e nas folhas secas, enquanto as demais espécies acumularam Al nas folhas que já sofreram abscisão (Figura 1.1 G).

As taxas de retranslocação de nutrientes nas folhas das espécies aqui selecionadas não parecem estar relacionadas ao padrão fenológico ou mesmo a grupos funcionais. A resposta parece ser do tipo espécie-específica e com respostas diferenciadas em relação ao fogo (Tabela 1.2). As espécies de Cerrado estudadas por Medeiros (1983), Fleck *et al.* (1995) e Cardinot (1998) também apresentaram respostas distintas em relação ao nutriente analisado e o tempo após a queima, aumentando em alguns casos, diminuindo em outros e em alguns, não apresentando diferenças em relação às áreas sem queima.

As concentrações de nutrientes nas folhas estão relacionadas com a taxa de fotossíntese e o crescimento vegetal. Dessa forma, apesar de existirem variações entre as espécies, as análises de material foliar são frequentemente usadas como um índice de fertilidade do solo. Concentrações foliares de P e K semelhantes ao do presente estudo foram obtidas por Borgatto (1994) em área de cerrado *s.s.* As baixas concentrações foliares e as mais altas taxas de retranslocação encontradas, provavelmente colocam estes dois elementos como os mais limitantes no ecossistema aqui estudado. A interpretação do resultado encontrado para K deve ser vista com mais cuidado por ser ele um íon facilmente perdido das folhas por lixiviação. No entanto, em vários ecossistemas tropicais a disponibilidade de P é frequentemente limitada (Vitousek 1984, Vitousek & Farrington 1997) e P também mostrou ser o fator mais limitante em ecossistemas mediterrâneos (Robert *et al.* 1996).

Produção de serapilheira

O total anual de serapilheira estimada na área queimada foi de $42,2 \text{ g.m}^{-2}$ no ano anterior à quarta queimada (1997/1998) e $34,1 \text{ g.m}^{-2}$ no ano seguinte (1998/1999), diferindo significativamente entre os anos ($p \leq 0,05$). Na área protegida do fogo, não houve diferença entre a produção de serapilheira em 1997/1998 e 1998/1999, ficando em torno de $229,6 \text{ g.m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de serapilheira produzida (Tabela 1.3). A maior densidade do componente arbóreo-arbustivo na área protegida do fogo ($3150 \text{ indivíduos ha}^{-1}$), que

na área queimada ($1012 \text{ indivíduos ha}^{-1}$), foi responsável pela produção de serapilheira seis vezes maior na área protegida do fogo.

A quantidade anual de serapilheira na área de cerrado *s.s.* protegida do fogo ficou abaixo da serapilheira produzida em um cerradão no DF ($780 \text{ g.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) (Peres *et al.* 1983) e abaixo também da faixa de produção (750 a mais de $1000 \text{ g.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) encontrada em diversas áreas da floresta Amazônica e Mata Atlântica (Cuevas & Medina 1986, Villela & Proctor 1999 e de Moraes *et al.* 1999, para uma revisão), mas ficou dentro da faixa encontrada em florestas de Restinga (de Moraes *et al.* 1999), na Caatinga amazônica (Cuevas & Medina 1986) e nas florestas de eucaliptos mais produtivas na Austrália (Adams & Attiwill 1986, Polglase & Attiwill 1992). Entretanto, a produção de serapilheira obtida na área sem queima, ficou acima da produção de um cerrado *s.s.* ($210 \text{ g.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) (Peres *et al.* 1983) e de florestas de eucaliptos de baixa produtividade na Austrália (Adams & Attiwill 1986, Polglase & Attiwill 1992). A maioria dos trabalhos citados acima, utilizaram a mesma técnica para coleta de serapilheira empregada no presente trabalho, o que facilita a comparação. Peres *et al.* (1983) e Cuevas & Medina (1986) apesar de utilizarem técnicas diferentes, também encontraram a mesma tendência para produção de serapilheira. Normalmente, os resultados dos trabalhos acima citados, são médias de dois ou mais anos de coleta de serapilheira, fato que, independente da técnica empregada, assegura a estimativa da produção de serapilheira no ecossistema estudado.

A produção de serapilheira em ambas as áreas de estudo ocorreu ao longo de todo o período de coleta (outubro 1997 a setembro 1999), apresentando entretanto, uma sazonalidade bem marcada (Figura 1.2). A produção, principalmente da fração folha, aumentou ao longo da estação seca (junho a setembro), com maior produção no final da época seca (agosto-setembro). A maior produção de serapilheira no final da seca pode estar relacionada aos padrões fenológicos das muitas espécies decíduas e brevidecíduas encontradas no Cerrado. Um pico de produção de serapilheira na época seca também tem sido observado para outras formações vegetais (Villela & Proctor 1999, para uma revisão).

Na distribuição percentual das frações da serapilheira, a fração miscelânea não diferiu entre os anos, dentro da mesma área. As folhas tiveram a maior participação, contribuindo com mais de 75% do total da serapilheira em ambas as áreas (Tabela 1.3). Esta percentagem anual de queda foliar também tem sido descrita em vários ecossistemas tropicais (Cesar 1993; Oliveira & Lacerda 1993, para uma revisão).

A produção anual de folhas diminuiu após a quarta queimada ($p \leq 0,05$), apesar de uma queda acentuada de folhas danificadas com o fogo em outubro, mas que não foram consumidas durante a queima (Figura 1.2). Nos doze meses após a passagem do fogo em setembro de 1998 ocorreu uma redução de 22% na serapilheira produzida. Isto pode estar associado ao fato de que queimadas sucessivas no final da estação seca têm levado a taxas elevadas de mortalidade de plantas lenhosas, reduzindo sua densidade, matando ou suprimindo principalmente os indivíduos na classe de menor porte (Sato & Miranda 1996).

Curso anual de nutrientes na serapilheira

As concentrações de nutrientes na serapilheira revelaram diferenças marcantes entre as áreas estudadas (Figura 1.3). As concentrações médias de P, K, Ca, Mg e S foram maiores na serapilheira da área queimada ($p \leq 0,05$), enquanto N e Al não diferiram significativamente entre as áreas (Tabela 1.4). De uma maneira geral, as concentrações médias dos nutrientes na serapilheira aqui coletada ficaram abaixo dos valores encontrados para floresta Amazônica e matas mesófilas no sudeste do Brasil (Villela & Proctor 1999 e de Moraes *et al.* 1999, para uma revisão). No entanto, a baixa concentração de P ($0,2 - 0,3 \text{ g kg}^{-1}$) na serapilheira das áreas estudadas ficou dentro da faixa de concentração obtida em algumas regiões de floresta de terra firme na Amazônia brasileira e venezuelana (Medina & Cuevas 1989, Luizão 1989) e em floresta de restinga no sudeste do Brasil (de Moraes *et al.* 1999).

As concentrações de K na serapilheira foram maiores na estação seca do que durante o período chuvoso em ambas as áreas ($p \leq 0,05$) (Figura 1.3 C). Em mata mesófila semidecídua no sudeste do Brasil, também ocorreram aumentos na concentração de K na serapilheira produzida nos meses mais secos do ano (Schlittler *et al.* 1993). A menor concentração de K na serapilheira durante a época chuvosa pode ser explicada pela perda desse elemento altamente solúvel devido à lixiviação causada pelas chuvas (Schlesinger 1997).

Com a exceção do potássio, as concentrações dos outros macronutrientes na serapilheira não mostraram diferenças significativas ao longo do ano dentro da mesma área (Figura 1.3). No entanto, respostas variadas foram obtidas, quando foram comparadas as concentrações mensais dos elementos entre as áreas. As concentrações de N e Al não diferiram entre as áreas. As concentrações de P e S foram maiores entre

novembro 1997 e janeiro 1998 na área submetida a queimas ($p \leq 0,05$), e as concentrações de Ca e Mg foram maiores na maioria dos meses também na área queimada ($p \leq 0,05$). Comparando as concentrações anuais médias dos nutrientes entre as áreas, a área queimada apresentou uma serapilheira mais rica em P, Mg, S e principalmente Ca ($p \leq 0,05$). Este fato pode estar relacionado a uma contribuição diferenciada de espécies com alto IVI e densidade de indivíduo.ha⁻¹, para a produção e qualidade da serapilheira. Das espécies aqui estudadas, *Sclerolobium paniculatum*, uma sempre-verde "summer leafers", apresentou as menores concentrações foliares, principalmente de Ca e Mg. A densidade desta espécie por hectare passou de 10 indivíduos na área sem queima para 1 indivíduo na área queimada. Essa diferença na densidade dessa espécie entre as duas áreas estudadas, pode estar contribuindo para as diferenças encontradas na qualidade da serapilheira produzida. Rocha e Silva & Miranda (1995), estudando a temperatura do câmbio (Tc) de *Sclerolobium paniculatum* antes e após a passagem do fogo, encontraram uma nítida relação entre a Tc e a espessura da casca. Esses autores determinaram para esta espécie, uma Tc 7 °C acima da temperatura do ar após uma queimada de Cerrado. Dessa forma, a redução de indivíduos de *Sclerolobium paniculatum* na área queimada poderia estar sendo consequência de mortalidade ocasionada por danos no câmbio com o fogo. Carson & Peterson (1990) também mostraram a influência de determinadas espécies na qualidade da serapilheira produzida numa comunidade secundária em Nova Jersey, EUA.

Segundo Vitousek & Sanford (1986), diferenças encontradas na contribuição dos diferentes nutrientes na serapilheira são devidas, entre outros fatores, às características funcionais de cada elemento no metabolismo das plantas, à presença ou ausência de mecanismos de conservação dos nutrientes antes da abscisão foliar, à composição florística, ao estágio sucessional e às condições edafo-climáticas. Essa composição química da serapilheira produzida afeta as taxas de decomposição (Meentemeyer 1978, Songwe *et al.* 1997), que por sua vez, controla a liberação dos nutrientes para o solo. Silva (1983) encontrou o valor de decomposição (t50%) de 475 dias (0,146 %·dia⁻¹), para a serapilheira foliar de quatro espécies arbóreas de Cerrado e Peres *et al.* (1983), acharam uma taxa de decomposição de 0,044 %·dia⁻¹ para folhas de espécies de Cerrado, representantes das famílias Leguminosae e Vochysiaceae. Estas taxas de decomposição para o Cerrado são menores que as calculadas para vários outros ecossistemas tropicais (Cuevas & Medina 1988, para uma revisão).

Fluxo de nutrientes via serapilheira

Os valores de fluxos de nutrientes foram calculados a partir da multiplicação da concentração de cada nutriente pela massa de serapilheira foliar produzida no ano, dentro de cada área (Tabela 1.5). Os maiores valores de fluxos de nutrientes via serapilheira foliar foram de N e Ca e os menores foram os de P. A seqüência decrescente observada $N > Ca > K > Mg > S > P$ foi a mesma para ambas as áreas.

O fluxo de nutrientes via serapilheira foi muito menor na área submetida a queimadas, apesar de ter uma serapilheira mais rica para a maioria dos elementos analisados. O retorno desses macronutrientes para a superfície do solo, via produção de serapilheira, acompanhou mais proximamente a massa de serapilheira produzida do que as concentrações dos elementos, o que confirma a proposição de Delitti (1989), sobre a relevância da massa de folheto produzido na determinação da magnitude dos fluxos de nutrientes.

O fluxo de nutrientes na área submetida a queima foi cerca de 60 a 80 % menor quando comparado com o fluxo de nutrientes para a área protegida do fogo. Este fato deve ser consequência tanto da produção de serapilheira, que é cerca de seis vezes menor, como das diferenças na contribuição individual das espécies presentes nas áreas, conforma discutido anteriormente para *Sclerolobium paniculatum*.

Conclusões

1. As concentrações dos macronutrientes nas folhas das espécies estudadas ficaram abaixo das faixas de concentração para plantas superiores tropicais. Entre os macronutrientes, K e principalmente P, tiveram as concentrações mais baixas em relação às observadas para lenhosas tropicais.
2. As taxas de retranslocação não estiveram relacionadas com a fenologia das plantas e foram maiores para os elementos P e K, em ambas as áreas estudadas.
3. A produção de serapilheira foi seis vezes maior na área protegida do fogo. Em ambas as áreas, a produção de serapilheira apresentou sazonalidade, com maior produção no final da seca (agosto-setembro).
4. Houve redução de 22% na serapilheira produzida nos doze meses após a passagem do fogo em setembro de 1998.
5. As concentrações de nutrientes na serapilheira revelaram diferenças marcantes entre as áreas estudadas. Mas no geral, estão abaixo das encontradas para florestas tropicais. A diferença na densidade de *Sclerobium paniculatum* entre as duas áreas (maior densidade na área sem queima), pode estar contribuindo para as diferenças encontradas na qualidade da serapilheira produzida, uma vez que esta espécie apresentou as menores concentrações foliares para a maioria dos macroelementos.
6. O fluxo de nutrientes na área submetida a queima foi cerca de 60 a 80 % menor quando comparado com o fluxo de nutrientes para a área protegida do fogo. Este fato deve ser consequência tanto da produção de serapilheira, que foi seis vezes menor em razão de uma menor densidade de indivíduos na área queimada, como das diferenças na contribuição individual das espécies presentes nessas áreas.

Referências Bibliográficas

- Adams, M.A.; Attiwill, P.M. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forest of south-eastern Australia. I. Nutrient cycling and nitrogen turnover. *Plant and Soil* **92(3)**:319-339.
- Aerts, R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology* **84**:597-608.
- Attiwill, P.M.; Adams, M.A. 1993. Tansley Review n° 50: Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* **124**:561-582.
- Batmanian, G.J. 1983. *Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um Cerrado*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Borgatto, D.de F. 1994. *Estado nutricional da regeneração de espécies arbóreas de um cerrado submetido a corte e queima*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- 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. Universidade de Brasília, Brasília.
- Carson, W.P.; Peterson, C.J. 1990. The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* **85**:8-13.
- Cesar, O. 1993. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, SP. *Revista brasileira Biologia* **53(4)**:671-681.
- Chapin III, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annals Review Ecological Systems* **11**:233-260.
- Chapin III, F.S.; Kedrowski, R.A. 1983. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus fractions and autumn retranslocation in evergreener and deciduous taiga trees. *Ecology* **64**:376-391.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of Brazilian Cerrado. In: *Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges*, J.G. Goldammer (ed.). Springer-Verlag, Berlin. p.82-105 (Ecological Studies. Vol. 8A).
- Cuevas, E.; Medina, E. 1986. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems. I. Nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. *Oecologia* **68**: 466-472.

- Cuevas, E.; Medina, E. 1988. Nutrient dynamics within amazonian forest. II. Fine roots growth, nutrient availability and litter decomposition. *Oecologia* 76:222-235.
- Delitti, W.B.C. 1989. Ciclagem de nutrientes minerais em matas ciliares. *Anais do Simpósio sobre Mata Ciliar*. p.88-98.
- De Moraes, R.M.; Delitti, W.B.C.; Struffaldi-de Vuono, Y. 1999. Litterfall and litter content in two brazilian tropical forests. *Revista brasileira de Botânica* 22(1):9-16.
- Drechsel, P.; Zech, W. 1991. Foliar nutrient levels of broad-leaved tropical trees: a tabular review. *Plant and Soil* 131:29-46.
- Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. M.N. Pinto (org.). Ed. Universidade de Brasília, Brasília. p.17-73.
- Felfili, J.A.; Silva Jr., M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.V.B.; Walter, B.M.T.; Hay, J.D. 1993. *Acta Botânica Brasileira* 6(2):27-46.
- Fensham, R.J.; Bowman, D.M.J.S. 1995. A comparison of nutrient concentration in trees from monsoon rainforest and savanna in northern Australia. *Australian Journal of Ecology* 20:335-339.
- Fleck, I.; Diaz, C.; Pascual, M.; Iniguez, F.J. 1995. Ecophysiological differences between first-year resprouts after wildfire and unburned vegetation of *Arbustus unedo* and *Coriaria myrtifolia*. *Acta Ecologia* 16(1):55-69.
- Frost, P.G.H.; Robertson, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas. In: *Determinants of Tropical Savannas*, B.H. Walker (ed.). IRL Press Limited, Oxford. p.93-139.
- Jonasson, S.; Chapin III, F.S. 1985. Significance of sequential leaf development for nutrient balance in the cottonsedge *Eriophorum vaginatum* L. *Oecologia* 67:511-517.
- Luizão, F.J. 1989. Litter production and mineral elements input to the forest floor in a central Amazonian forest. *Geojournal* 19:407-417.
- Kozovits, A.R. 1997. *Assimilação de Nitrogênio em Espécies Lenhosas de Cerrado*. Tese de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Medeiros, R.A. 1983. *Comparação do estado nutricional de algumas espécies acumuladoras e não acumuladoras de alumínio, nativas do cerrado*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Medina, E. 1984. Nutrient balance and physiological processes at leaf level. In: *Physiological ecology of plants of the wet tropics*. E. Medina, H.A. Mooney, C. Vásquez-Yanes (eds). Dr. W. Junk Publ. The Hague, The Netherlands. p.139-154.

- Medina, E. 1987. Nutrients: Requirements, conservation and cycles of nutrients in the herbaceous layer. In: *Determinants of tropical savannas*, B.H. Walter (ed.). IUBS, Paris. p.39-66.
- Medina, E.; Cueva, E. 1989. Patterns of nutrient accumulation and release in Amazonian forests of the upper Rio Negro basin. In: *Mineral nutrient in tropical forest and savanna ecosystems*. E. Proctor (ed.), Blackwell Scientific Publications, Oxford, England. p.217-241.
- Meentemeyer, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* **59**:465-472.
- Miyaniishi, K.; Kellman, M. 1986. The role of fire in recruitment of two neotropical savanna scrubs, *Miconia albicans* e *Clidemia sericea*. *Biotropica* **18**(3):224-230.
- Montagnini, F.; Fanzeres, A.; Da Vinha, S.G. 1995. The potential of 20 indigenous tree species for soil rehabilitation in the Atlantic forest region of Bahia, Brazil. *Journal of Applied Ecology* **32**:841-856.
- Montagnini, F.; Ramstad, K.; Sancho, F. 1993. Litterfall, litter decomposition and the use of mulch of four indigenous tree species in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Agroforestry Systems* **23**:39-61.
- Oliveira, R.R.; Lacerda, L.D. 1993. Produção e composição química da serapilheira na floresta da Tijuca (RJ). *Revista brasileira de Botânica* **16**(1):93-99.
- Oliveira, S.A. 1986. Método simplificado para determinação colorimétrica de nitrogênio em plantas. *Ciência e Cultura* **38**(1):178-180.
- Peres, J.R.R.; Suhet, A.R.; Vargas, M.A.T.; Drozdowicz, A. 1983. Produção de resíduos vegetais em áreas de cerrados do Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **18**:1037-1043.
- Pinto, A.S. 1999. *A relação entre fenologia de espécies lenhosas e a disponibilidade hídrica em um cerrado*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Polglase, P.J.; Attiwill, P.M. 1992. Nitrogen and phosphorus cycling in relation to stand age of *Eucalyptus regnans* F. Muell. *Plant and Soil* **142**:157-166.
- Robert, A.; Caritat, A.; Bertoni, G.; Vilar, L.; Molinas, M. 1996. Nutrient content and seasonal fluctuations in the leaf component of cork-oak (*Quercus suber* L.) litterfall. *Vegetatio* **122**:29-35.
- Rocha e Silva, E.P.; Miranda, H.S. 1995. Temperatura do câmbio de *Sclerolobium paniculatum* Vog. durante uma queimada prescrita de cerrado. In: Congresso Latino Americano de Ecologia, Mérida, 1995. *Livro de resúmenes*. Mérida, Venezuela, Facultad de Ciencias, Universidad de Los Andes. p.9-11.
- Ryan, D.F.; Bormann, F.H. 1982. Nutrient resorption in northern hardwood forests. *Bioscience* **32**:29-32.

- Sato, M.N.; Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima. In: *Impactos de Queimadas em áreas de cerrado e restinga*. H.S. Miranda, C.H. Saito, B.F.S. Dias (orgs.). ECLI/UnB, Brasília, DF. p.102-111.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biochemistry – an analysis of global change*. Academic Press, 2° edition. 588 p.
- Schlittler, F.H.M.; De Marinis, G. (in memorian); Cesar, O. 1993. Transferência de macronutrientes pela serapilheira produzida na floresta do Morro do Diabo (Região do Pontal de Paranapanema, Estado de São Paulo). *Arquivo de biologia tecnológica* **30(3)**:597-611.
- Silva, I.S. 1983. *Alguns aspectos da ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado (Brasília, D.F.): chuva, produção e decomposição de litter*. Tese de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. 1997. *Biometry – The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, New York, 3° edition. 887p.
- Songwe, N.C.; Fasehun, F.E.; Okali, D.U.U. 1997. Leaf nutrient dynamics of two species and litter nutrient content in Southern Bakundu Forest Reserve, Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* **13**:1-15.
- Veneklaas, E.J. 1991. Litterfall and nutrient fluxes in two montane tropical forests, Colombia. *Journal of Tropical Ecology* **7**:319-336.
- Villela, D.; Proctor, J. 1999. Litterfall mass, chemistry, and nutrient retranslocation in a monodominant forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Biotropica* **31(2)**:198-211.
- Vitousek, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist* **119(4)**:553-572.
- Vitousek, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* **65(1)**:285-298.
- Vitousek, P.M.; Farrington, H. 1997. Nutrient limitation and soil development: Experimental test of a biogeochemical theory. *Biogeochemistry* **37(1)**:63-75.
- Vitousek, P.M.; Sanford, Jr. R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecological and Systematics* **17**:137-167.
- Wedin, D.A.; Tilman, D. 1990. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. *Oecologia* **84**:433-441.

Tabela 1.1. Fitossociologia para as áreas de cerrado s.s. estudadas. A. área protegida do fogo. B. área submetida a queimas prescritas. As espécies estão posicionadas por ordem decrescente de IVI (índice de valor de importância). As dez espécies escolhidas neste estudo estão em negrito.

A. Área protegida do fogo.

Espécie	Densidade (n. ha ⁻¹)		Frequência		Dominância (m ² .ha ⁻¹)		IVI ⁷
	Abs. ¹	Rel. ²	Abs. ³	Rel. ⁴	Abs. ⁵	Rel. ⁶	
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vog. var.	300	9,52	100	5,97	22.054	75,53	91,02
<i>Ouratea hexasperma</i> (St.Hil.) Baill.	600	19,05	100	5,97	2.631	9,01	34,03
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	200	6,35	75	4,48	2.710	9,28	20,11
<i>Roupala montana</i> Aubl.	200	6,35	100	5,97	126,5	0,43	12,75
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	200	6,35	100	5,97	112,4	0,38	12,70
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	100	3,17	100	5,97	31,0	0,11	9,25
<i>Erythroxylum suberosum</i> St. Hil.	100	3,17	75	4,48	33,1	0,11	7,77
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	100	3,17	75	4,48	29,9	0,10	7,75
<i>Davilla elliptica</i> St. Hil.	100	3,17	75	4,48	27,3	0,09	7,75
<i>Pirsonia henoxa</i>	100	3,17	75	4,48	8,4	0,03	7,68
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	125	3,97	50	2,99	2,5	0,01	6,96
<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spr.) Mart.	100	3,17	50	2,99	175,5	0,60	6,76
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	50	1,59	50	2,99	425,6	1,46	6,03
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl.	125	3,97	25	1,49	104,8	0,36	5,82
<i>Pirsonia ambigua</i>	75	2,38	50	2,99	90,1	0,31	5,67
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	50	1,59	50	2,99	269,0	0,92	5,49
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	50	1,59	50	2,99	74,2	0,25	4,83
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	50	1,59	50	2,99	17,7	0,06	4,63
<i>Vellozia squamata</i> Mart. ex Schult.	50	1,59	50	2,99	5,0	0,02	4,56
<i>Cuphea grandiflora</i> Koehne	75	2,38	25	1,49	78,0	0,27	4,14
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	50	1,59	25	1,49	92,7	0,32	3,40
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	50	1,59	25	1,49	5,0	0,02	3,10
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart.) G. Don.	25	0,79	25	1,49	44,7	0,15	2,44
<i>Symplocos ramniflora</i> A. DC.	25	0,79	25	1,49	20,9	0,07	2,36
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	25	0,79	25	1,49	7,2	0,02	2,31
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	25	0,79	25	1,49	5,3	0,02	2,30
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	25	0,79	25	1,49	5,3	0,02	2,30
<i>Enterolobium ellipticum</i> Benth.	25	0,79	25	1,49	3,1	0,01	2,30
<i>Didymopanax macrocarpa</i> D.C. Frødin	25	0,79	25	1,49	2,1	0,01	2,29
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	25	0,79	25	1,49	1,7	0,01	2,29
<i>Erythroxylum tortuosum</i> St. Hil.	25	0,79	25	1,49	1,7	0,01	2,29
<i>Neea theifera</i> Oerst.	25	0,79	25	1,49	1,7	0,01	2,29
<i>Rourea induta</i> Planch.	25	0,79	25	1,49	1,2	0,00	2,29
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	25	0,79	25	1,49	1,0	0,00	2,29
Total	3150	100	1675	100	29200	100	300

B. Área submetida a queimadas prescritas.

Espécie	Densidade (n. ha ⁻¹)		Frequência		Dominância (m ² .ha ⁻¹)		IVI ⁷
	Abs. ¹	Rel. ²	Abs. ³	Rel. ⁴	Abs. ⁵	Rel. ⁶	
<i>Ouratea hexasperma</i> (St.Hil.) Baill.	112,5	11,1	75	8,57	264,7	8,17	27,85
<i>Styrax ferrigineus</i> Nees & Mart.	62,5	6,17	50	5,71	467,3	14,41	26,30
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	37,5	3,70	37,5	4,29	378,5	11,68	19,67
<i>Didymopanax macrocarpa</i> D.C. Frodin	37,5	3,70	25	2,86	360,7	11,13	17,69
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	37,5	3,70	37,5	4,29	290,1	8,95	16,94
<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spr.) Mart.	75	7,41	62,5	7,14	37,7	1,16	15,71
<i>Vellozia squamata</i> Mart. ex Schult.	62,5	6,17	50	5,71	122,3	3,77	15,66
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	75	7,41	62,5	7,14	33,9	1,05	15,60
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vog. var.	12,5	1,23	12,5	1,43	413,2	12,75	15,41
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	50	4,94	50	5,71	75,2	2,32	12,97
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	37,5	3,70	37,5	4,29	130,6	4,03	12,02
<i>Roupala montana</i> Aubl.	37,5	3,70	37,5	4,29	87,6	2,70	10,69
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl.	12,5	1,23	12,5	1,43	224,8	6,93	9,60
<i>Svagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	37,5	3,70	25	2,86	11,6	0,36	6,92
<i>Blepharocalix suaveolens</i> (Camb.) Bur.	12,5	1,23	12,5	1,43	124,7	3,85	6,51
<i>Vochysia elliptica</i> Mart.	25	2,47	25	2,86	18,7	0,58	5,90
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	25	2,47	25	2,86	10,8	0,33	5,66
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	25	2,47	25	2,86	5,2	0,16	5,49
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	25	2,47	12,5	1,43	7,7	0,24	4,13
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	12,5	1,23	12,5	1,43	42,0	1,30	3,96
<i>Striphynos</i> sp.	12,5	1,23	12,5	1,43	42,0	1,30	3,96
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	25	2,47	12,5	1,43	0,0	0,00	3,90
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	12,5	1,23	12,5	1,43	22,4	0,69	3,35
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Sch. Endl.	12,5	1,23	12,5	1,43	18,3	0,56	3,23
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	12,5	1,23	12,5	1,43	11,9	0,37	3,03
<i>Astroplenkia populnea</i> (Reiss.) Lund	12,5	1,23	12,5	1,43	10,6	0,33	2,99
<i>Miconia pohliana</i> Cogn.	12,5	1,23	12,5	1,43	9,4	0,29	2,95
<i>Pirsonia henoxa</i>	12,5	1,23	12,5	1,43	7,3	0,23	2,89
<i>Bowdichia virgiloides</i> H.B. & K.	12,5	1,23	12,5	1,43	3,1	0,10	2,76
<i>Er. monthus glomerulatus</i> Less.	12,5	1,23	12,5	1,43	2,2	0,07	2,72
<i>Hymenaea stygnocarpa</i> Mart. ex Hayne	12,5	1,23	12,5	1,43	2,2	0,07	2,73
<i>Enterolobium ellipticum</i> Benth.	12,5	1,23	12,5	1,43	1,9	0,06	2,72
<i>Erythroxylum suberosum</i> St. Hil.	12,5	1,23	12,5	1,43	1,9	0,06	2,72
<i>Palicourea rigida</i> H.B.K.	12,5	1,23	12,5	1,43	1,5	0,05	2,71
<i>Rourea induta</i> Planch.	12,5	1,23	12,5	1,43	0,0	0,00	2,66
Total	1012	100	875	100	3.242	100	300

¹ Densidade Absoluta : número de indivíduos de cada espécie / hectare

² Densidade Relativa : densidade absoluta x 100 / número total de indivíduos por ha

³ Frequência Absoluta : n. parcelas em que a espécie ocorre x 100 / n. total de parcelas

⁴ Frequência Relativa : freq. abs. x 100 / Σ Freq. Abs.

⁵ Dominância Absoluta : área basal de cada espécie / hectare

⁶ Dominância Relativa : dom. abs. x 100 / área basal total

⁷ IVI : Densidade Rel. + Frequência Rel. + Dominância Rel.

Tabela 1.2. Esquema comparativo das taxas de retranslocação para os elementos N, P, K, S e Mg entre os indivíduos de cada espécie crescendo na área sem queima (SQ) e na área queimada (Q).

ESPECIE	Fenologia	N	P	K	S	Mg
<i>K. coriacea</i>	Decídua	Q > SQ	Q > SQ	Q > SQ	Q > SQ	SQ > Q
<i>C. brasiliense</i>		SQ = Q	SQ > Q	Q > SQ	SQ > Q	Q > SQ
<i>Q. grandiflora</i>	Brevidecíduas	SQ > Q	SQ > Q	SQ > Q	SQ > Q	SQ > Q
<i>D. miscolobium</i>		SQ > Q	SQ > Q	SQ > Q	SQ > Q	SQ > Q
<i>S. adstringens</i>		Q > SQ	Q > SQ	SQ = Q	Q > SQ	Q > SQ
<i>R. montana</i>	Sempre-verdes	SQ = Q	SQ = Q	Q > SQ	SQ > Q	Q > SQ
<i>V. elliptica</i>	"spring flushers"	SQ > Q	SQ > Q	SQ = Q	SQ > Q	SQ > Q
<i>O. hexasperma</i>		SQ = Q	SQ > Q	SQ > Q	SQ = Q	SQ > Q
<i>S. ferrugineus</i>	Sempre-verdes	Q > SQ	SQ = Q	Q > SQ	Q > SQ	SQ = Q
<i>S. paniculatum</i>	"summer leafers"	SQ = Q	Q > SQ	Q > SQ	SQ = Q	Q > SQ
Taxa de retranslocação máxima		<i>K. coriacea</i> Q (57%)	<i>K. coriacea</i> Q e <i>S. adstringens</i> Q (74%)	<i>K. coriacea</i> Q, <i>C. brasiliense</i> Q e <i>R. montana</i> Q (78%)	<i>K. coriacea</i> Q e <i>C. brasiliense</i> SQ (50%)	<i>C. brasiliense</i> Q (26,5%)
Taxa de retranslocação mínima		<i>Q. grandiflora</i> SQ (5%)	<i>Q. grandiflora</i> Q (20%)	<i>V. elliptica</i> SQ e <i>S. ferrugineus</i> SQ (28%)	<i>Q. grandiflora</i> Q (-9%)	<i>S. adstringens</i> SQ (.44%)

Tabela 1.3. Produção anual de serapilheira para as duas áreas de cerrado *s.s.*. Diferenças significativas entre os anos ($p \leq 0,05$), para a mesma área estudada, estão indicadas por diferentes letras sobrescritas, dentro da mesma coluna.

Área	Ano	Folhas	Miscelânea	Total
			— g.m ⁻² .ano ⁻¹ —	
Sem queima	97/98	173,6 ^a	49,9 ^a	223,5 ^a
	98/99	176,6 ^a	59,0 ^a	235,6 ^a
Queimada	97/98	31,9 ^a	10,3 ^a	42,2 ^a
	98/99	25,0 ^b	9,1 ^a	34,1 ^b

Tabela 1.4. Concentrações de nutrientes na serapilheira para as duas áreas de cerrado *s.s.*. Diferentes letras sobrescritas na mesma coluna indicam diferenças significativas entre as áreas ($p \leq 0,05$). Entre parênteses estão os erros padrão.

Área	N	P	K	S	Mg	Ca	Al
Sem queima	7,3 ^a (0,18)	0,2 ^a (0,01)	1,3 ^a (0,14)	0,4 ^a (0,02)	1,1 ^a (0,01)	2,7 ^a (0,27)	2,0 ^a (0,13)
	7,9 ^a (0,19)	0,3 ^b (0,02)	1,8 ^b (0,14)	0,6 ^b (0,02)	1,7 ^b (0,02)	5,7 ^b (0,29)	1,8 ^a (0,13)

Tabela 1.5. Fluxo de nutrientes via serapilheira para as duas áreas de cerrado *s.s.* estudadas.

Área	N	P	K	S	Mg	Ca	Al
				— g.m ⁻² .ano ⁻¹ —			
Sem queima	1,27	0,04	0,23	0,07	0,19	0,47	0,35
Queimada	0,25	0,01	0,06	0,02	0,05	0,18	0,06

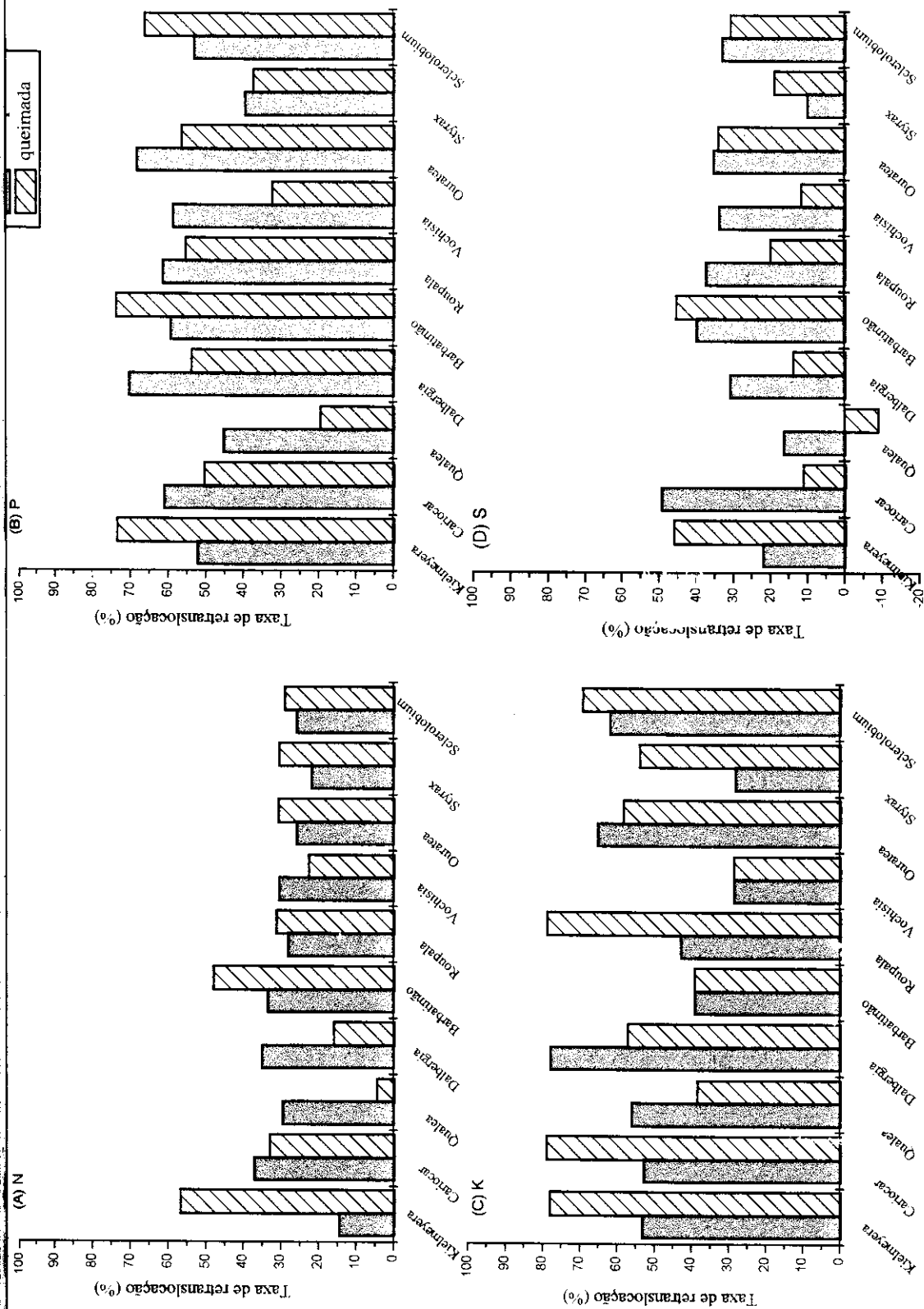


Figura 1.1. Taxa de retranslocação de nutrientes para as dez espécies lenhosas escolhidas, nas áreas de cerrado sem queima e na área queimada. A. taxa de retranslocação de nitrogênio; B. fósforo; C. potássio; D. enxofre.

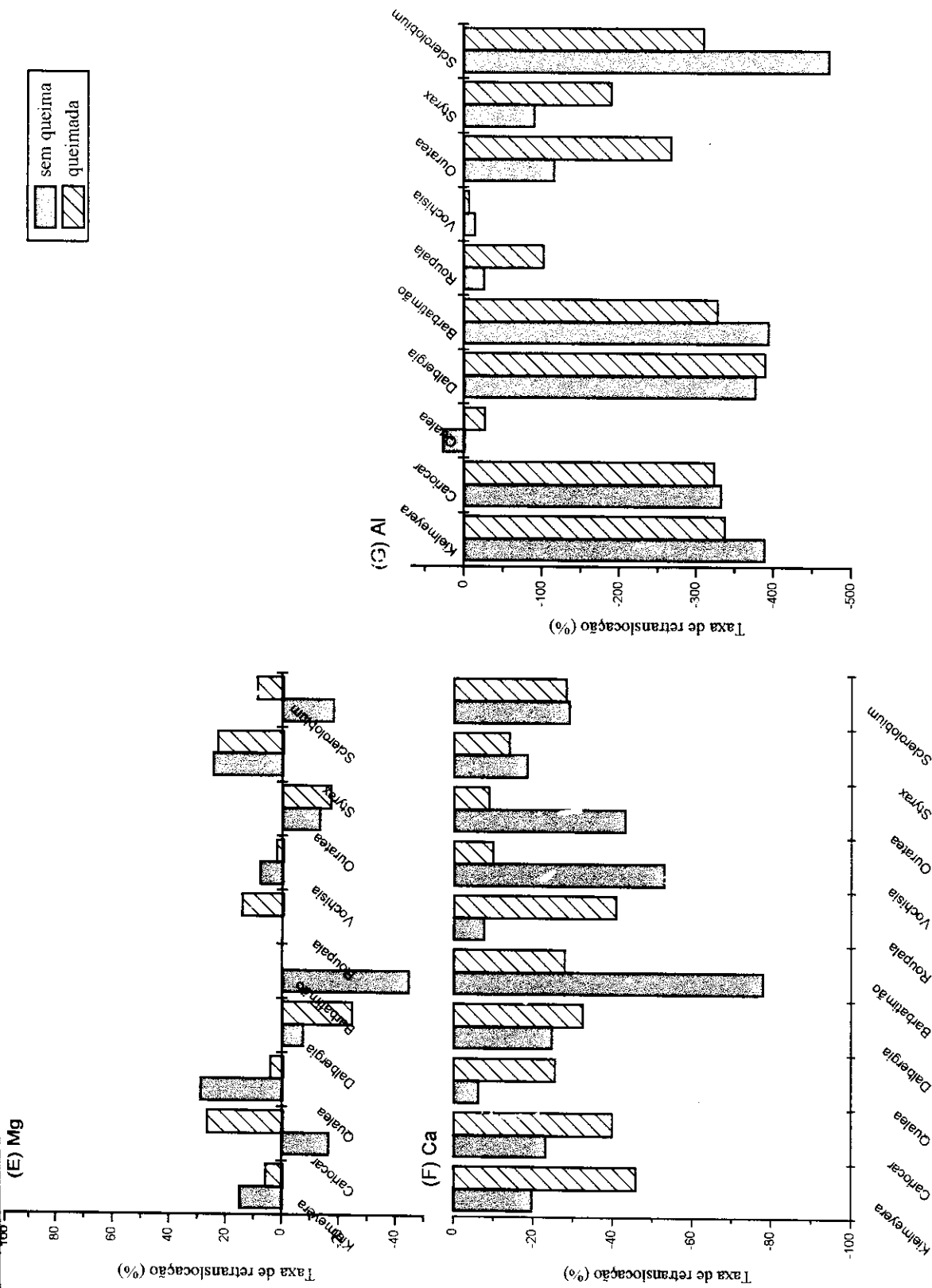


Figura 1.1. Taxa de retranslocação de nutrientes para as dez espécies lenhosas escolhidas, nas áreas de cerrado sem queima e na área queimada. E. taxa de retranslocação de magnésio; F. cálcio; G. alumínio

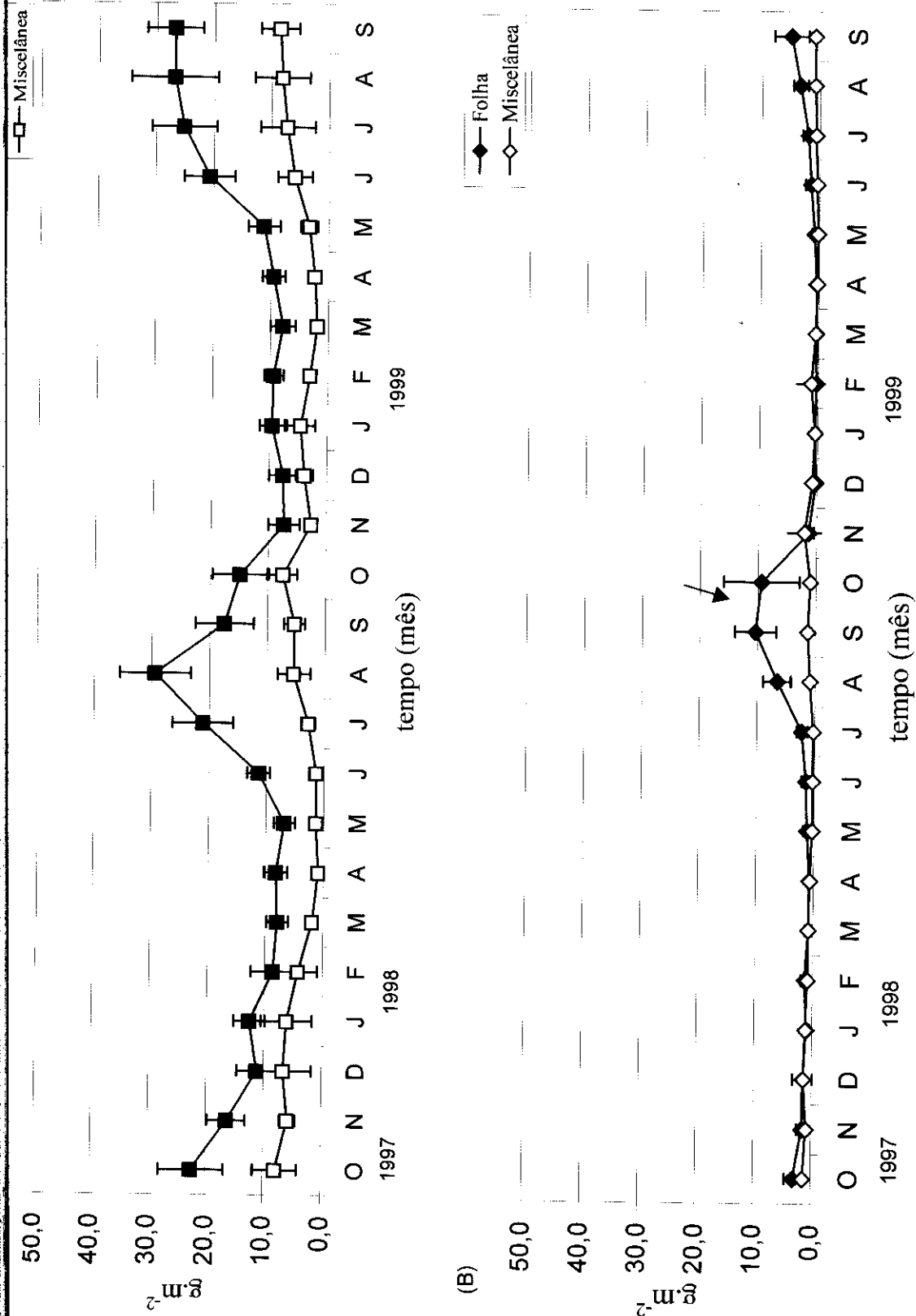


Figura 1.2. Produção mensal de serapilheira. A. área de cerrado s. s. protegida do fogo há 26 anos; B. área queimada. As barras verticais representam os erros padrão e a seta indica a queimada de setembro de 1998.

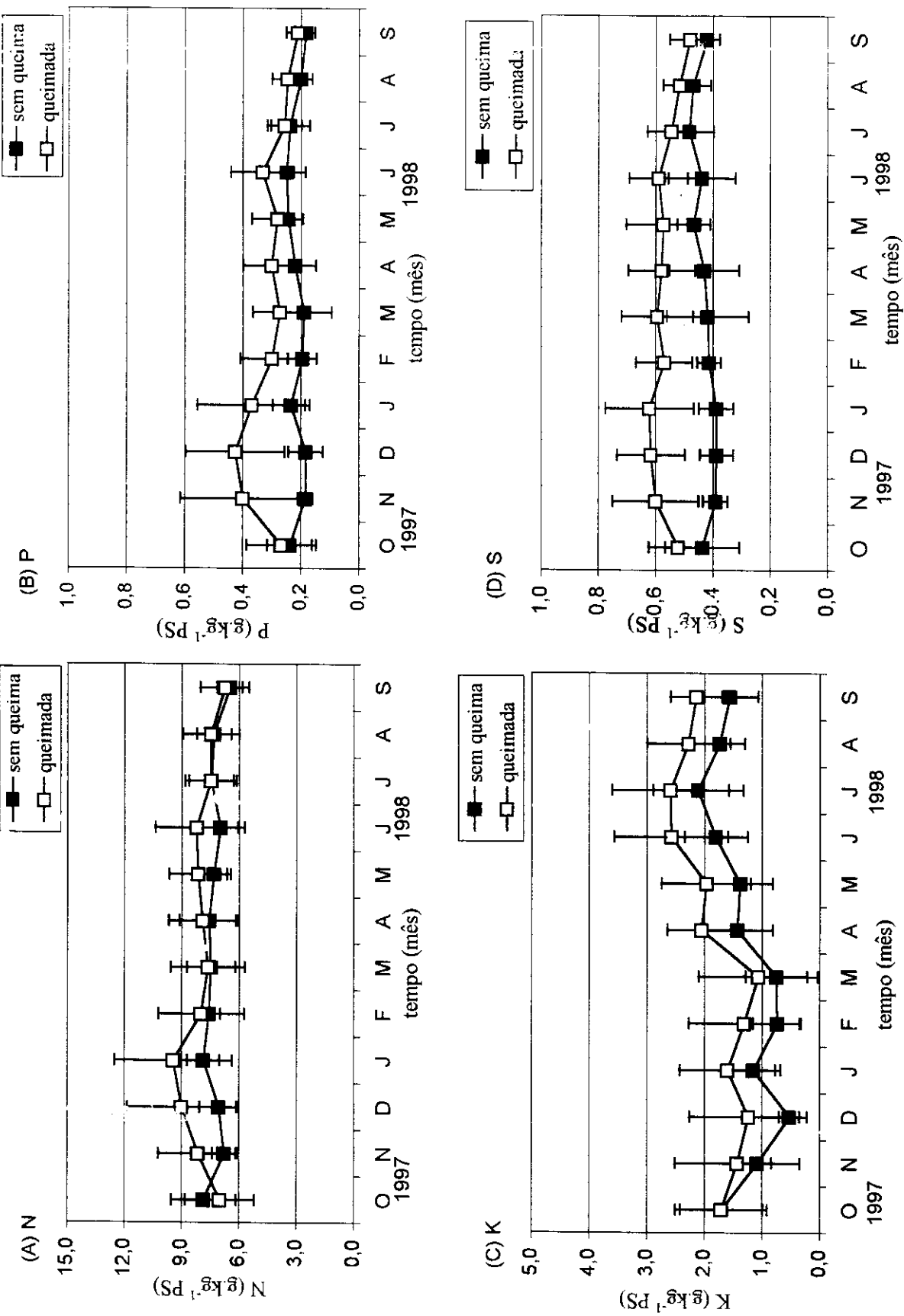


Figura 1.3. Concentração de nutrientes na serapilheira foliar da área sem queima e da área queimada, entre outubro de 1997 e setembro de 1998. A. nitrogênio; B. fósforo; C. potássio; D. enxofre. As barras verticais representam os desvios padrão.

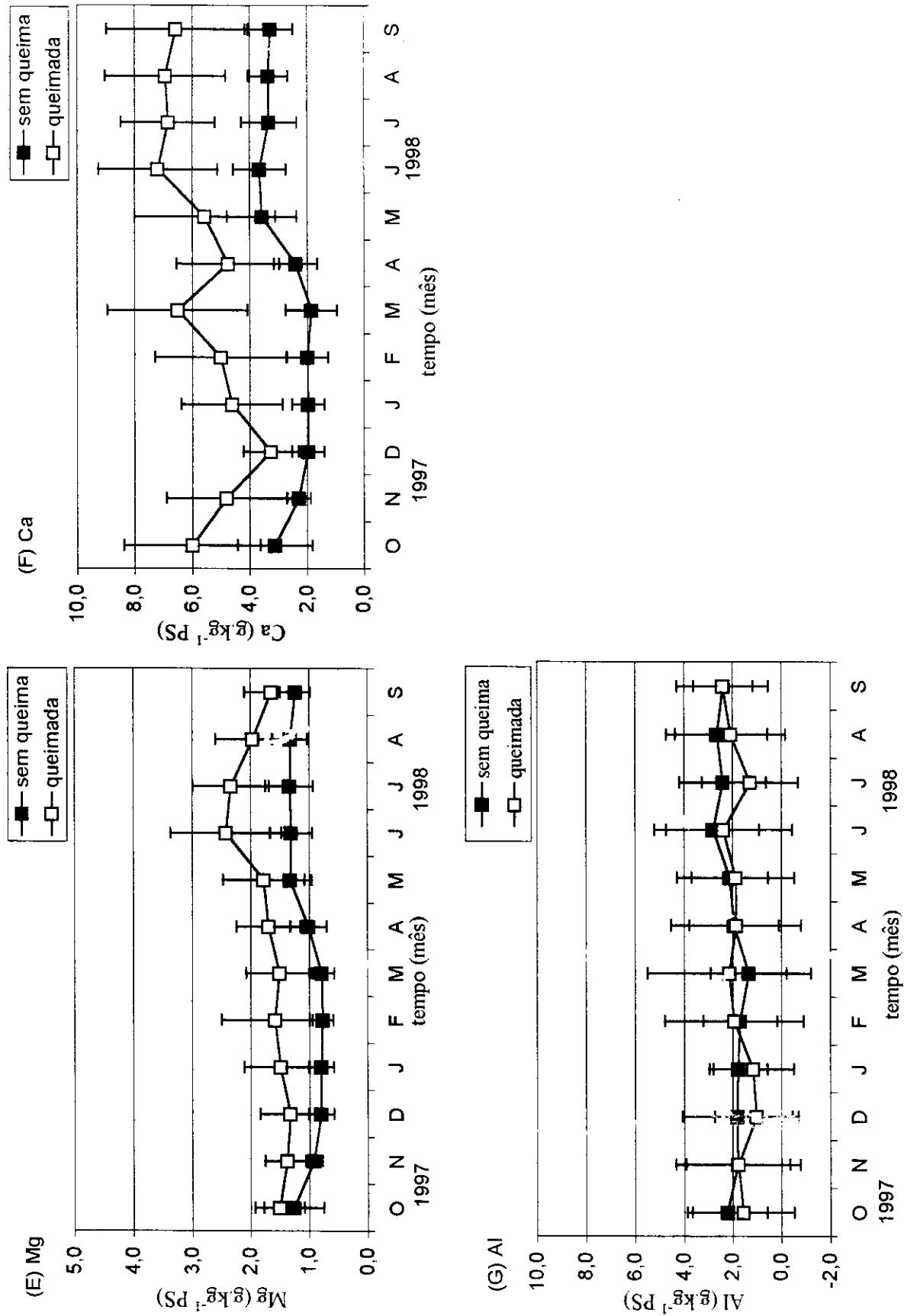


Figura 1.3. Concentração de nutrientes na serapilheira foliar da área sem queima e da área queimada, entre outubro de 1997 e setembro de 1998. E. magnésio; F. cálcio; G. alumínio. As barras verticais representam os desvios padrão.

CAPÍTULO 2: Efeito do fogo na disponibilidade e mineralização de nitrogênio e na biomassa microbiana do solo em área de cerrado *stricto sensu*

Resumo

A maior parte do suprimento de N para as plantas crescendo em solos naturais, é derivada da mineralização microbiana de N ligado à matéria orgânica. Neste estudo verificou-se o efeito do fogo sobre as taxas de mineralização de N e a biomassa microbiana do solo em áreas de cerrado *s.s.*, sendo uma protegida do fogo há 26 anos e outra submetida a queimadas prescritas bienais no final da estação seca (setembro), desde 1992. As áreas localizam-se na Reserva Ecológica do IBGE e os solos são classificados como Latossolo Vermelho Escuro. As coletas de solos corresponderam ao intervalo de 0 a 5 cm de profundidade. As taxas de mineralização foram acompanhadas de abril de 1998 a março de 1999 e a biomassa microbiana, de outubro de 1998 a abril de 1999. Determinou-se a mineralização de N através de incubação *in situ* com tubos de PVC que permaneciam no solo por dois meses. Coletas de solo corresponderam ao início (tempo zero), 30 dias (tempo um) e 60 dias (tempo dois) de incubação. As concentrações de nitrato e amônio foram determinadas colorimetricamente. Com as amostras de solo do tempo zero e 60 dias de incubação, determinou-se a biomassa microbiana pelo método de clorofórmio fumigação-incubação. O teor de umidade do solo, pH, C orgânico e N total foram determinados mensalmente. Em geral, o teor de umidade do solo foi maior na área sem queima, com diferenças marcantes na transição da época chuvosa para seca. A razão C/N do solo (22/1) não diferiu entre as áreas e os meses de coleta. Após a queimada (setembro/1998), o pH do solo aumentou e os valores permaneceram maiores que na área sem queima, durante a época chuvosa subsequente. A concentração de N-NO₃⁻ disponível ficou entre 2,5 e 2,8 mg.kg⁻¹ PS e de N-NH₄⁺ variou entre 3 e 34 mg.kg⁻¹ PS. N inorgânico aumentou durante a época seca, devido ao acúmulo de NH₄⁺ no solo, em ambas as áreas. A concentração de NH₄⁺ aumentou logo após a queimada, enquanto NO₃⁻ permaneceu constante. As taxas de mineralização líquida aumentaram com um mês de incubação, porém, com dois meses de incubação ocorreu uma forte imobilização durante o período chuvoso. Pequenos acúmulos de NO₃⁻ no solo, ocorreram somente durante curto período na estação chuvosa. A biomassa microbiana teve seu pico máximo em novembro de 1998, chegando a 850 mg C.kg⁻¹ solo na área queimada. No entanto, a partir de dezembro, período em que as taxas de

mineralização aumentaram, foi observada uma diminuição da biomassa microbiana em ambas as áreas. Os dados indicam que o pico da atividade microbiana está ocorrendo no início das chuvas, com um período inicial de imobilização de N seguido de mineralização. De um modo geral, as taxas de mineralização líquida de N encontradas nas áreas estudadas, ficaram dentro da faixa encontrada para vários ecossistemas, mas inferiores às obtidas em florestas tropicais. Ambas as áreas apresentaram um mesmo padrão para os processos de mineralização/imobilização, mas com menor produção de N mineral na área queimada.

Palavras-chave: cerrado, fogo, N inorgânico, mineralização líquida de N, biomassa microbiana, propriedades físico-químicas do solo

Abstract

The objective of this study was to determine the effect of fire on the rates of net N mineralization and soil microbial biomass in cerrado *s. s.* areas, located at the Reserva Ecológica do IBGE, DF. The burned site has been subjected to prescribed fires every two years since 1992 at the end of the dry season (September). The unburned site has been protected against fire for 26 years. Soils were collected in the interval of 0 to 5 cm depth. Rates of net N mineralization were measured over a period of one year (Oct 1998 to Mar 1999). *In situ* soil incubations were made in PVC cores that ran for up to two months in the field. Soils were collected at the beginning of incubation period (time zero), one (time 1) and two (time 2) months later. Inorganic-N concentrations were determined by colorimetry. Soil microbial biomass was determined by the chloroform fumigation-incubation method, using the same soil samples (time zero and time 2) from the mineralization experiment. Surface soil moisture (0 - 5 cm interval), pH, organic C and total N were analyzed monthly. The soil moisture content was higher in the unburned site, mainly during the transition between rainy and dry period. The C/N ratio (22/1) did not change during the year and between the two sites. The pH values were higher in the burned site after the fire and during the following rainy season. The soil nitrate concentration was between 2,5 and 2,8 mg.kg⁻¹ DW (dry weight). Otherwise, the ammonium concentration was between 3 and 34 mg.kg⁻¹ DW in both sites. Inorganic-N levels were higher during the dry season due to accumulation of NH₄⁺ in the soil. NH₄⁺ concentration increased after fire, but no significant changes were observed for NO₃⁻. The rates of net N mineralization increased during the one month period. In contrast, the rates after two months were frequently negative during the rainy season – that is, N was immobilized. Nitrate accumulation occurred in short periods during the rainy season. Maximum soil microbial biomass (850 mg C.kg⁻¹soil) was measured in Nov 1998 at the burned site. The rates of net N mineralization increased during the rainy season (Dec to Feb). Conversely, reductions in soil microbial biomass were observed during the same time, at both sites. The results suggested that the peak in microbial activities occurred with the first rain events, with a initial period of immobilization followed by a period of mineralization. In general, the net N mineralization rates observed in this study are similar to those determined for other ecosystems but are, however, lower than the rates found for tropical forests. Both sites presented the same pattern for mineralization / immobilization, however, the burned site presented lower production of inorganic-N.

Introdução

O suprimento de nitrogênio frequentemente limita a produção em ecossistemas terrestres (Chapin 1980, Vitousek & Howarth 1991). As entradas de nitrogênio nestes ecossistemas ocorrem através da precipitação, deposição seca de partículas do ar na vegetação e no solo e através da fixação biológica. Mas a maior parte do suprimento de nitrogênio para o crescimento vegetal é determinado pelo nitrogênio presente no solo que está disponível para as plantas, derivado da mineralização microbiana do N ligado à matéria orgânica. Desta forma, a biomassa microbiana do solo, atua como um importante indicador ecológico, pois é responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos vegetais e animais no solo, sendo considerada como um reservatório de nutrientes e energia potencialmente disponíveis para as plantas (Jenkinson & Ladd 1981, Singh *et al.* 1989).

A principal função da biomassa microbiana do solo em áreas de florestas tropicais e savanas, é acumular e conservar nutrientes numa forma biologicamente ativa durante a estação seca (alta biomassa, baixo "turnover"), quando a atividade das plantas é baixa, e com o início da estação chuvosa (baixa biomassa, alto "turnover"), ocorre a liberação dos nutrientes na forma inorgânica, podendo ser rapidamente consumidos pelas plantas (Singh *et al.* 1989).

As taxas de mineralização de N e nitrificação indicam como o N pode ser suprido para o crescimento vegetal a partir do solo. Nadelhoffer *et al.* (1983), Pastor *et al.* (1984), Vitousek & Matson (1988) e Reich *et al.* (1997) mostraram que as taxas de mineralização de N regulam a produtividade de comunidades florestais. Para a maioria dos locais estudados por Vitousek *et al.* (1982), as taxas de mineralização estiveram correlacionadas à "qualidade do local" (produtividade potencial estimada do sítio), com locais de baixa qualidade, tendo respostas mais lentas e locais de alta qualidade, com respostas mais rápidas. No entanto, sistemas complexos de absorção, assimilação e mobilização tendem a evitar desperdícios de nitrogênio e energia, resultando em uma progressiva adaptação a condições ambientais de baixo suprimento de nitrogênio (Fernandes & Rossiello 1995).

Em contraste com a formação de NH_4^- através da mineralização da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos (amonificação), NO_3^- é formado através da oxidação do NH_4^+ pelas bactérias do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* (nitrificação). Os solos podem diferir não somente na quantidade e na forma de produção de N

mineralizado (NH_4^+ / NO_3^-), mas também na sua distribuição sazonal e espacial. A distribuição vertical é de importância ecológica, uma vez que as raízes finas das plantas podem usufruir das zonas de produção mais intensa de N inorgânico (Runge 1981). Sendo um ânion, NO_3^- está raramente adsorvido e é extremamente móvel na solução do solo, influenciando a perda de N através da lixiviação e volatilização (Vitousek & Melillo 1979). Enquanto a absorção de NO_3^- é relativamente independente da densidade radicular e suas reservas podem ser utilizadas eficientemente, NH_4^+ , sendo um cátion, encontra-se adsorvido na argila e na matéria orgânica, possui baixa mobilidade e rápido empobrecimento de NH_4^+ próximo às raízes. Dessa forma, a utilização das reservas de NH_4^+ é mais dependente do crescimento e densidade radicular que NO_3^- .

A ciclagem biogeoquímica pode ser afetada pela queima da biomassa. Transformações diretas de elementos durante os processos de combustão e mudanças ambientais podem afetar a ciclagem e disponibilidade de nutrientes por muitos anos após a perturbação. A combustão de matéria orgânica libera quantidades significativas de nutrientes disponíveis e pode ser uma importante fonte para a rebrota da vegetação. As cinzas minerais também influenciam o pH do solo e a atividade microbiana relacionada à decomposição e *turnover* de nutrientes (Kauffman *et al.* 1992).

Os efeitos do fogo nos microrganismos do solo são variáveis, dependendo do local amostrado, da intensidade do fogo, das temperaturas máximas alcançadas, duração do aquecimento e do método utilizado (Hungerford 1996). O fogo pode alterar o número e a atividade dos microrganismos dependendo da sua severidade e tipo de organismos envolvidos, das condições ambientais após a queimada, da frequência e histórico do fogo na área estudada (Hossain *et al.* 1995).

Os processos de mineralização e nitrificação têm sido estudados em vários ecossistemas (Vitousek & Melillo 1979, Adams & Attiwill 1986, Vitousek & Matson 1988, Davidson *et al.* 1992, Romanyà *et al.* 1998). Em muitos deles, a mineralização de N aumenta durante os primeiros meses após uma queimada prescrita. Este efeito de curta duração é seguido por um período em que a taxa de mineralização decresce, muitas vezes até uma imobilização de N inorgânico, reduzindo N disponível, para níveis similares ou até menores do que os encontrados antes do evento, dentro de seis meses a dois anos após a queimada (Adams & Attiwill 1986, White 1986, Knoepp & Swank 1995, Monleon *et al.* 1997).

As taxas de mineralização e nitrificação em solos têm sido estimadas através de vários métodos de incubação. Estes métodos incluem as incubações em laboratório

(Robertson 1984, Matson *et al.* 1987, Vitousek & Matson 1988, Binkley & Hart 1989, Carreira *et al.* 1994), que permitem determinar a disponibilidade potencial de N, mas normalmente são realizadas em condições ideais, podendo superestimar o processo, e as incubações *in situ*, realizadas em condições de campo. As incubações em sacos de polietileno enterrados no solo (Eno 1960, Nadelhoffer *et al.* 1983, Vitousek & Matson 1988) podem levar à incorporação de variações da temperatura na estimativa da mineralização de N. Adams & Attiwill (1986) desenvolveram o método *in situ* de tubos cobertos mantendo o solo intacto, usando tubos de PVC perfurados cobertos com placa de petri, excluindo o consumo pelas plantas. Este método permite que o conteúdo de água do solo e a temperatura dentro do tubo flutuem de acordo com o solo em volta do mesmo (Adams & Attiwill 1986, Raison *et al.* 1987, Adams *et al.* 1989, Zak & Grigal 1991). A coleta de solução do solo usando lisímetros de tensão porosos e resina de troca iônica também têm sido usados para estimar a disponibilidade de N (Binkley & Matson 1983, Montagnini *et al.* 1986). Existem ainda estudos comparativos que utilizam dois ou mais métodos para determinar N inorgânico (Binkley & Matson 1983, Montagnini *et al.* 1986, Adams & Attiwill 1986, Raison *et al.* 1987, Hart & Firestone 1989, Knoepp & Swank 1995, Subler *et al.* 1995).

Este estudo teve como objetivos determinar o efeito do fogo sobre (i) o teor de umidade e pH do solo superficial (0 a 5 cm de profundidade), (ii) a disponibilidade de N inorgânico, (iii) as taxas de mineralização líquida de N e (iv) a biomassa microbiana do solo em áreas de cerrado *stricto sensu*, sendo uma protegida do fogo há 26 anos e outra submetida a queimadas prescritas bienais no final da estação seca (setembro), desde 1992.

Material e Métodos

Coleta e análises de solo

As coletas ficaram confinadas à camada superficial do solo (0 a 5 cm de profundidade), na qual estão concentrados o carbono orgânico, nitrogênio total, raízes finas de plantas e atividades microbianas.

Três pontos dos sítios de estudo foram perfurados e amostras de solo da camada superficial coletadas mensalmente de abril de 1998 até maio de 1999. No mês de setembro de 1998, quando foi realizada a quarta queimada prescrita, foram obtidas amostras antes da queima (Set A) e depois da queimada (Set D).

O teor de umidade foi determinado pelo método gravimétrico.

Para a análise da relação C/N e pH, as amostras de solo foram previamente secas ao ar e destorroadas em peneiras com malha de 2 mm. O teor de nitrogênio (N total) foi determinado pelo método Kjeldahl e carbono orgânico, pelo método Walkley-Black. Os valores de pH foram obtidos em água e KCl 1 N na proporção de 1: 2,5.

A capacidade de retenção de umidade no solo foi determinada pelo método da centrífuga (Freitas Jr. & Silva 1984), utilizando amostras de solo indeformadas, que foram coletadas em março de 1999, nas profundidades de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 20 cm, com quatro repetições para cada área e profundidade.

Amostras de solo (0 a 5 cm de profundidade) coletadas em março de 1999, foram usadas para a determinação da densidade real e aparente, porosidade total e textura do solo, no laboratório de física do solo da EMBRAPA – Cerrados (Planaltina, DF).

Mineralização líquida de nitrogênio

O método utilizado para incubação *in situ* foi o descrito por Adams & Attiwill (1986) e Adams *et al.* (1989), no qual tubos de PVC de 10 cm de comprimento perfurados a 5 cm são enterrados no solo até 5 cm de profundidade e cobertos com uma placa de petri invertida para evitar a entrada de precipitação. Este método permite medir o balanço líquido entre mineralização e imobilização.

A mineralização líquida de N foi acompanhada de abril de 1998 a março de 1999. Dez tubos de PVC foram enterrados mensalmente em cada um dos sítios, separados entre si a cada 5 m, arranjados em quatro fileiras, perfazendo assim uma área de 250 m². Cada tubo permaneceu no solo por dois meses, com coletas realizadas no

tempo 1 (30 dias) e no tempo 2 (60 dias). Para o tempo zero (início da incubação), foi coletada uma amostra de solo próxima ao tubo. Com este método de amostragem, pode-se obter uma sobreposição das amostras, permitindo assim estimar a dinâmica de N no solo. Dos métodos testados por Knoepp & Swank (1995), este aqui utilizado, é o que melhora: incorpora as variações de umidade e temperatura do solo, nas medidas de mineralização líquida de nitrogênio.

As amostras de solo fresco foram extraídas com KCl 1 N durante 1 hora e as taxas de produção de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-) *in situ* foram determinadas colorimetricamente. Para amônio, utilizou-se o Kit para análises de solos Hach Company, cuja metodologia resume-se na complexação de amônio com o reagente de Nessler. A determinação de nitrato foi realizada de acordo com o método de Meier (1991).

Todos os resultados são expressos baseados no peso de solo seco (PS) a 105 °C. A quantidade de N disponível entre 0 e 5 cm de profundidade correspondeu à concentração de N inorgânico nas amostras nos tempos iniciais de incubação (tempo zero). As taxas de nitrificação foram calculadas como a concentração final de NO_3^- menos a concentração inicial de NO_3^- , dentro de cada período de incubação e as taxas de mineralização líquida de N, foram calculadas como a concentração final de $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ menos a concentração inicial de $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$, dentro de cada período de incubação.

Biomassa microbiana de carbono no solo

Para a determinação de C na biomassa microbiana, foi utilizado o método de fumigação-incubação. Este método, proposto por Jenkinson & Powlson (1976), estima a biomassa microbiana pela diferença da taxa de evolução de CO_2 entre amostras de solo fumigadas e não fumigadas.

A biomassa microbiana do solo foi determinada no período de outubro de 1998 a janeiro de 1999, a partir das amostras de solos usadas no experimento de mineralização, que foram coletadas dentro dos tubos de PVC, enterrados no solo até 5 cm de profundidade. Foram usados solos referentes ao início de cada período de incubação (tempo zero) e 60 dias de incubação (tempo dois).

Para cada tratamento coletado no campo, foram preparadas amostras de solo compostas. Destas amostras compostas, preparou-se a mesma quantidade de sub-amostras para serem ou não fumigadas. Após um período de acondicionamento de sete

dias, a 100% da capacidade de campo, incubou-se tanto as amostras fumigadas como as não fumigadas, por dez dias. No quinto dia de acondicionamento, as amostras destinadas à fumigação, foram fumigadas por 48 h com clorofórmio livre de álcool. Do 7° ao 17° dia, tanto as amostras fumigadas como as não fumigadas foram incubadas em frascos hermeticamente fechados contendo em seu interior um vidro com 10 mL de KOH 0,3 N. A quantidade de CO₂ evoluída das amostras fumigadas e não fumigadas, foi determinada através da titulação com HCl 0,1 N, usando a fenoftaleína como indicador. Para o cálculo da biomassa microbiana de C, foi utilizada a constante $k_c = 0,41$, o que indica que 41% do C na biomassa é mineralizado durante o período de dez dias de incubação.

Análise estatística

Diferenças entre as áreas, dentro do mesmo mês, foram testadas através do teste não-paramétrico de Mann Whitney, já que os dados não seguiram uma distribuição normal. Diferenças entre os meses, dentro de um mesmo tratamento, foram testadas através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf 1997). Diferenças a 5% de probabilidade foram tidas como significantes. As análises foram feitas usando o pacote estatístico SYSTAT versão 5.0 para Windows (SYSTAT Inc. 1990-1992).

Resultados e Discussão

Algumas propriedades físico-químicas da camada superficial do solo (0 a 5 cm de profundidade) das áreas de estudo estão apresentadas na Tabela 2.1. A razão C/N dos solos estudados (22/1) está próxima à razão de 20/1, considerada como o limiar entre os processos de mineralização e imobilização (Killham 1994). Os solos de ambas as áreas apresentaram baixa densidade aparente, alta permeabilidade e boa aeração, assim como os solos de cerrado descritos por Luchiari Jr. *et al.* (1987). De uma forma geral, as propriedades físicas dos solos estudados não estão sendo afetadas pelo regime de queima aplicado na área, resultado que contrasta com os achados de Raison (1979) e White (1996) em ecossistemas onde o fogo é também um fator bastante comum. Nestes ecossistemas, o fogo afetou a infiltração, a capacidade de campo e o regime térmico do solo, principalmente após queimadas severas.

A camada de 0 a 20 cm de profundidade dos solos estudados mostrou uma baixa capacidade de retenção de água (Figura 2.1). Luchiari Jr. *et al.* (1987), também encontrou resultado semelhante para alguns Latossolos sob vegetação de Cerrado. A diminuição da cobertura vegetal (área ocupada e serapilheira produzida – ver Capítulo 1), como consequência do regime de queima, parece estar levando a uma menor retenção de água nessa camada do solo (0 a 20 cm de profundidade) (Figura 2.1). Isto pode ser atribuído ao fato de que o consumo da serapilheira e da matéria orgânica pelo fogo podem afetar a infiltração e percolação da água e a capacidade de campo do solo (Neary *et al.* 1996).

A quantidade de cobertura vegetal e serapilheira removida durante a passagem do fogo determinam a magnitude das respostas hidrológicas, sendo esta uma consequência de vários fatores, mas principalmente da severidade do fogo e do regime de precipitação após o fogo (DeBano *et al.* 1996). A Figura 2.2 mostra a precipitação mensal na Reserva Ecológica do IBGE, durante os anos de 1997 a 1999.

Em geral, a área submetida a queimadas prescritas apresentou um menor teor gravimétrico de água na camada superficial do solo (0 a 5 cm de profundidade), quando comparada com a área protegida do fogo (Figura 2.3). Diferenças na umidade do solo apareceram principalmente na transição da época chuvosa para a seca tanto no ano de 1998 como em 1999 ($p \leq 0,05$). Bustamante *et al.* (1998) trabalhando em área de cerrado s.s. submetida a um regime de queima no meio da época seca, encontraram uma menor quantidade de água na área queimada do que na área sem queima, até 15 meses

após a última queimada. Carreira *et al.* (1994), também encontraram menores teores de umidade do solo nos sítios mais recentemente queimados do que naqueles com supressão de fogo por mais de uma década, em função de diferenças na cobertura vegetal e conteúdo de matéria orgânica.

Em ambas as áreas, ocorreram acréscimos no pH do solo na época chuvosa e decréscimos na época seca (Figura 2.4). O acúmulo de sais no solo durante períodos de seca aumenta a concentração da solução de equilíbrio, que proporciona uma redução do pH, devido ao deslocamento de H^+ e Al^{+3} das partículas (McLean 1982). Apesar de ser um índice qualitativo, o pH do solo reflete certas condições importantes para a vida das plantas, como o grau de acidez e solubilidade de alguns compostos e conseqüentemente, a disponibilidade de nutrientes.

Após a passagem do fogo em setembro de 1998, o pH aumentou no intervalo de 0 a 5 cm de profundidade, e os valores permaneceram maiores que na área protegida do fogo, durante a estação chuvosa subsequente ($p \leq 0,05$). Numa área próxima de cerrado *s.s.*, submetida a queimas bienais no meio da estação seca, acréscimos de pH foram obtidos até quatro meses após a queima (Bustamante *et al.* 1998). O depósito de cinzas na superfície do solo e sua incorporação como cátions (K, Ca e Mg) poderiam explicar este aumento no pH do solo, como discutido por Cass & Savage (1992) e Kauffman *et al.* (1992).

Muitos dos efeitos do fogo nos processos de ciclagem de nutrientes incluem a redução da capacidade de troca catiônica devido à combustão ou substituição da matéria orgânica, mudanças (tanto positivas como negativas) na disponibilidade de nutrientes como resultado do aumento do pH do solo, volatilização direta de nutrientes, perdas de nutrientes nas cinzas e por erosão, mudanças nas formas de nutrientes para formas mais ou menos disponíveis e aumento na lixiviação devido a alterações no consumo pelas plantas (Hungerford 1996).

Durante a estação chuvosa, a concentração de carbono orgânico no intervalo de 0 a 5 cm do solo foi maior na área protegida do fogo que na área com queima ($p \leq 0,05$). Enquanto isso, N total não variou sazonalmente nem diferiu entre as áreas, apresentando uma concentração média de $1,5 \text{ g.kg}^{-1}$ N no solo. Em vegetação arbustiva na África do Sul, Stock & Lewis (1986) também não encontraram variação sazonal de N total no solo superficial.

O aumento na concentração de C orgânico (0 a 5 cm de profundidade) na área sem queima durante as chuvas, não foi capaz de alterar a razão C/N do solo superficial (0 a 5 cm de profundidade) (Figura 2.5). Dumontet *et al.* (1996), estudando ambientes mediterrâneos, também não encontraram diferenças na razão C/N do solo entre os sítios queimados e o sítio sem queima há 45 anos. As variações de C e N encontradas por Carreira *et al.* (1994), trabalhando na zona mediterrânea da Espanha, não mudaram a razão C/N do solo. No entanto, eles sugeriram que o histórico de fogo afetou os níveis de C e N no solo superficial, de modo que locais mais recentemente queimados eram os mais pobres em nutrientes.

A queimada de 1998 diminuiu a concentração de carbono orgânico do solo superficial ($p \leq 0,05$). O efeito foi de curta duração, pois a concentração de C orgânico retornou a valores iguais ao de antes da queima na estação chuvosa subsequente. Resíduos orgânicos parcialmente queimados poderiam estar contribuindo na incorporação de C e N no solo após a queima (Christensen 1973).

A queima não alterou a quantidade de N total no solo e a razão C/N também permaneceu a mesma. Ao contrário do observado no presente estudo, em ecossistemas florestais sobre solo ácido (Koplatek *et al.* 1991, Bauhus *et al.* 1993) e em ecossistemas da zona atlântica da Espanha (Prieto-Fernandez *et al.* 1993), um dos efeitos iniciais do fogo foi a redução na razão C/N do solo, em função de um aumento nos processos de mineralização. Monleon *et al.* (1997) encontraram ainda um aumento na razão C/N após o fogo em áreas plantadas com *Pinus ponderosa*.

A falta de unanimidade entre os resultados experimentais tem sido atribuída à não uniformidade das queimadas. Queimadas destroem uma quantidade variável de resíduos orgânicos não incorporados que podem ser perdidos durante o fogo. A quantidade de N volatilizada ou depositada como cinza varia de acordo com várias características do fogo, causadas pela diferença na massa e na distribuição espacial da vegetação, grau de combustão e subsequente transporte pelo vento ou água dos resíduos queimados (Raison 1979, Neary *et al.* 1996).

Em ambas as áreas, a maior parte de N total (Nt) esteve presente na forma orgânica (Figura 2.6), que não está diretamente disponível para as plantas. Quatro dias após a queimada de setembro de 1998, ocorreu um aumento significativo no teor de N inorgânico (Ni) nos primeiros 5 cm do solo (Figura 2.6, 2.7 e 2.8), chegando a 2,4% do

N total (Figura 2.6). Porém, no mês seguinte à queima, a proporção Ni/Nt voltou a ser comparada à da área protegida do fogo.

Este aumento de N inorgânico no solo superficial (0 a 5 cm de profundidade) após a queimada de 1998, foi originado por acréscimos de ions amônio no solo, determinado quatro dias após a queima (Figura 2.8). Este aumento de N-NH₄ após o fogo é uma observação comum em estudos realizados em outros ecossistemas (Christensen 1973, Covington & Sackett 1986, Stock & Lewis 1986, White 1986, Marion *et al.* 1991, Fenn *et al.* 1993, Overby & Perry 1996, White 1996, Monleon *et al.* 1997, Romanyà *et al.* 1998), podendo ser atribuído a vários fatores, como à deposição de cinzas na superfície do solo e decomposição térmica de nitrato a temperaturas acima de 150 °C (Raison 1979), ou a um aumento na capacidade de mineralização do solo após o fogo (White 1986, Prieto-Fernandez *et al.* 1993). Como consequência, a razão NH₄⁺/NO₃⁻ do solo aumentou (Figura 2.7), padrão também encontrado por Covington & Sackett (1986), White (1986), Marion *et al.* (1991), Prieto-Fernandez *et al.* (1993) e White (1996).

A proporção Ni/Nt variou sazonalmente, com uma maior contribuição de N mineral durante a época seca. Nesta época (maio a setembro), a concentração média de N-NH₄ disponível no solo na área queimada foi de 18,4 mg.kg⁻¹ PS e na área protegida do fogo foi de 19,4 mg.kg⁻¹ PS, enquanto na estação chuvosa (abril a outubro), as concentrações ficaram em média 6,7 mg.kg⁻¹ PS para ambas as áreas. Ao contrário do ocorrido para o ion amônio, não apareceram variações sazonais de nitrato nas duas áreas (Figura 2.8). Dessa forma, o ion amônio foi o responsável pelo aumento na proporção de Ni em relação ao N total durante o período de estiagem. Neill *et al.* (1997), trabalhando em áreas de terra firme na Amazônia, encontraram maior produção de amônio na época seca e de nitrato na época chuvosa. Estas diferenças encontradas para N-NH₄ ($p \leq 0,05$) provavelmente ocorrem como resposta a uma rápida imobilização pela população microbiana do solo, assim que a umidade do solo aumenta ou à absorção do ion pelas plantas, mais do que uma aceleração na ciclagem de N (Neill *et al.* 1999).

A concentração de N-NO₃⁻ disponível no solo ficou entre 2,5 e 2,8 mg.kg⁻¹ PS, para ambos os locais (Figura 2.8). Áreas de cerrado s.s. submetidas a queimadas em épocas diferentes apresentaram concentrações de nitrato no solo, similares às encontradas neste estudo (Bustamante *et al.* 1998, Kozovits *et al.* 1996). As concentrações de N-NH₄⁺ obtidas pelos autores acima ficaram entre 4 e 40 mg.kg⁻¹ PS.

Comparando a disponibilidade de NH_4 no solo entre áreas queimadas e sem queima, Kozovits *et al.* (1996) registraram três vezes menos NH_4 no solo após a passagem do fogo na área submetida a queimas no início da época seca, e Bustamante *et al.* (1998) obtiveram concentrações de amônio 25% menores na área com queimas no meio da época seca.

Tanto NH_4 como NO_3 são assimilados pela população microbiana do solo e pelas plantas para o crescimento. Se a demanda por N inorgânico pela biomassa microbiana for alta, então sua concentração no solo declina, o que é chamado de imobilização. Somente quando a demanda pela população microbiana é satisfeita, as concentrações de N conseguem aumentar no solo, representando assim a mineralização líquida (White 1996).

As taxas de mineralização líquida de N variaram ao longo do ano e pode ser detectada uma alta variabilidade dentro dos locais estudados (Apêndice 3), provavelmente resultante do acúmulo diferenciado de matéria orgânica, e na área com queima, soma-se a não uniformidade das queimadas. Normalmente, a mineralização líquida está diretamente relacionada ao N total no solo (McCarty *et al.* 1995), mas também está intimamente ligada à qualidade da matéria orgânica, a variações temporais nos substratos orgânicos associados à produção de serapilheira e a condições ambientais (Hossain *et al.* 1995).

Em geral, uma mineralização líquida de N ocorreu com 30 dias de incubação. Porém, com dois meses de incubação, uma forte imobilização apareceu em quase todo o período estudado. As variações nas taxas de mineralização líquida de N foram decorrentes principalmente da disponibilidade de NH_4 no solo. Pequenos acúmulos de NO_3 no solo ocorreram somente durante curto período na estação chuvosa, o que pode ser observado nas taxas de nitrificação encontradas nas incubações de 30 dias durante esse período (Figura 2.9).

A partir de novembro, as taxas de mineralização líquida de nitrogênio começaram a aumentar, chegando em dezembro, a $12,4 \text{ mg.kg}^{-1}30 \text{ dias}^{-1}$ no cerrado s.s. protegido do fogo. Na área queimada, o valor máximo de mineralização foi de $10,2 \text{ mg.kg}^{-1}30 \text{ dias}^{-1}$ em fevereiro (Figura 2.10). De um modo geral, as taxas de mineralização líquida de N encontradas nas áreas de cerrado estudadas, estão dentro da faixa encontrada para vários ecossistemas, principalmente aqueles com sazonalidade climática, mas inferiores às obtidas em florestas tropicais (Apêndice 4).

Após uma forte imobilização de N mineral em setembro, principalmente na área queimada, um período de mineralização ocorreu durante a época chuvosa, quando foram encontrados os valores máximos de mineralização líquida. Singh *et al.* (1989), estudando nas savanas da Índia Central, também acharam maiores taxas na época chuvosa e menores taxas no período seco, indicando assim a umidade como fator controlador da mineralização de nitrogênio naquele ecossistema. A umidade do solo, que é dependente primeiramente da quantidade de chuva, também foi um dos fatores determinantes da mineralização de nitrogênio nos solos estudados por Puri & Ashman (1998).

No presente estudo, a biomassa microbiana do solo variou de 0,4 a 2,8 % do C orgânico do solo entre 0 e 5 cm de profundidade. Geralmente, a biomassa microbiana representa de 2 a 5 % do C orgânico do solo (Smith & Paul 1990). No entanto, Geraldine *et al.* (1995), relacionando a quantidade de C imobilizado na biomassa microbiana com C total em um Latossolo Vermelho Amarelo na Amazônia, obteve uma biomassa microbiana que também representava cerca de 2% do C orgânico. A biomassa microbiana teve seu pico máximo em novembro, atingindo 850 mg C.kg⁻¹ solo na área queimada (Figura 2.11). No entanto, a partir de dezembro de 1998, período em que as taxas de mineralização aumentaram, foi observada uma diminuição da biomassa microbiana, ficando em torno de 350 mg C.kg⁻¹ solo em ambas as áreas. Os valores de biomassa aqui encontrados ficaram dentro da faixa encontrada por Mendes *et al.* (1999) em solos sob algumas fisionomias de Cerrado. Num chaparral na Califórnia, o período em que a utilização microbiana por N excedeu a produção durou menos de um mês após as primeiras chuvas, quando os requerimentos microbianos foram satisfeitos (Sciunel *et al.* 1989). A passagem do fogo também pode provocar um aumento inicial nas atividades microbianas (Rashid 1987, Bauhus *et al.* 1993), mas a quantidade de carbono disponível é rapidamente consumida, fazendo com que a biomassa microbiana volte a ser comparada à da área sem queima.

As diferenças encontradas entre as duas áreas estudadas permaneceram por pouco tempo após a passagem do fogo, indicando um efeito do fogo de curta duração no sistema. Durante o período seco, os processos de mineralização/imobilização se alternaram, enquanto no período de dezembro a março (meio da estação chuvosa) ocorreu uma sobreposição da mineralização sobre a imobilização, bem marcada nas incubações de 30 dias (Figura 2.10). Adams *et al.* (1989), autores do método aqui utilizado para estimar a mineralização de N, concluíram que as incubações *in situ* não

afetam as taxas de mineralização. No entanto, as discrepâncias dos dados nas incubações de 60 dias, podem estar associadas à decomposição das raízes mortas no processo de incubação, aumentando a razão C/N do solo incubado. Assim que o período de incubação aumenta, artefatos introduzidos pelo método se tornam mais pronunciados, podendo subestimar tanto a mineralização líquida como a imobilização.

Assim como um efeito de curta duração do fogo no sistema, o baixo conteúdo de NO_3^- no solo é mantido, como relatado por Adams & Attiwill (1986), Prieto-Fernandez *et al.* (1993) e Persson & Wirén (1995). A predominância do processo de amonificação sobre a nitrificação tanto em áreas queimadas ou não, observada nos solos das áreas estudadas, é também, um fenômeno comum nos solos da zona mediterrânea (Prieto-Fernandez *et al.* 1993, Carreira *et al.* 1994) e nas florestas de eucaliptos na Austrália (Adams & Attiwill 1986, Polglase *et al.* 1992).

A pequena concentração de NO_3^- no solo não parece ser consequência da baixa disponibilidade de N mineral, uma vez que ocorreram produções significativas de NH_4^+ durante as incubações. Nos solos da zona mediterrânea e sob florestas de eucaliptos na Austrália, este comportamento deve-se à escassez de populações nitrificadoras no solo e não foi detectada uma estimulação na nitrificação com a queimada (Polglase *et al.* 1992, Prieto-Fernandez *et al.* 1993). No entanto, Poth *et al.* (1995) trabalhando em área de cerrado s.s., encontraram populações de nitrificadores quimioautotróficos no solo e uma correlação do fluxo de NO com a disponibilidade de NH_4^+ no solo, indicando que a nitrificação é a fonte para a conversão em gases nitrogenados pelos denitrificadores. Sugerem ainda que o Cerrado, queimado ou não, é fonte importante de NO para a troposfera. Dessa forma, pequenos acréscimos de nitrato no solo estariam sendo rapidamente absorvidos tanto pelas plantas como pelos microrganismos, atividade esta que manteria uma concentração mínima do íon no solo. Assim, o processo de nitrificação estaria ocorrendo (Figura 2.9), mas não estaria tendo conservação do íon nitrato no solo.

As transformações de nitrogênio que foram discutidas no presente estudo através dos processos de mineralização e imobilização, fazem parte das transformações de nitrogênio que ocorrem no solo, as quais são produtos ou sub-produtos da atividade microbiana.

A Figura 2.12 mostra, de uma forma geral, essas transformações no solo, incluindo a produção dos gases nitrogenados NH_3 , NO , N_2O , N_2 :

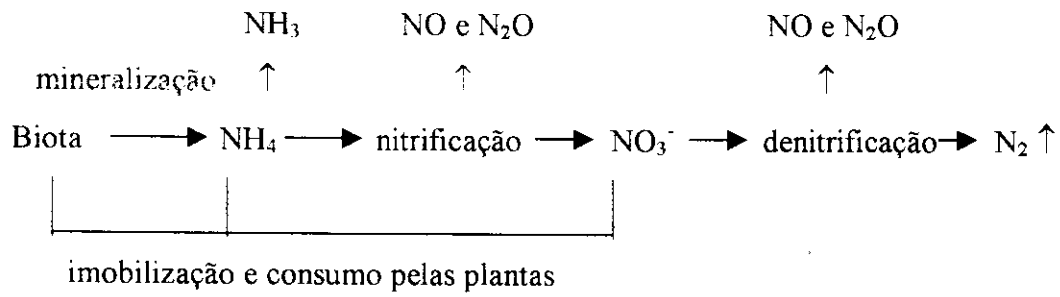


Figura 2.12. Transformações de N no solo (Schlesinger 1997).

Conclusões

1. A queimada alterou o teor gravimétrico de água e o pH do solo no intervalo de 0 a 5 cm de profundidade do solo, parâmetros do solo que são importantes para a atividade microbiana.
2. A razão C/N dos solos estudados (22/1) está próxima à razão de 20/1, considerada como o limiar entre os processos de mineralização e imobilização. A queima não alterou a quantidade de N total no solo e a razão C/N também permaneceu a mesma.
3. A proporção N inorgânico/N total variou sazonalmente, sendo que N inorgânico aumentou durante a época seca, devido ao acúmulo de NH_4^+ no solo. A concentração de NH_4^+ aumentou logo após a queimada, enquanto NO_3^- permaneceu constante, indicando uma forte imobilização microbiana após o fogo.
4. As variações nas taxas de mineralização líquida foram decorrentes principalmente da disponibilidade de NH_4^+ no solo. Pequenos acúmulos de NO_3^- no solo ocorreram somente durante curto período na estação chuvosa.
5. A biomassa microbiana teve seu pico máximo em novembro de 1998. No entanto, a partir de dezembro, período em que as taxas de mineralização líquida aumentaram, foi observada uma diminuição da biomassa microbiana em ambas as áreas. Os dados indicam que o pico da atividade microbiana está ocorrendo no início das chuvas, com um período inicial de imobilização de N seguido de mineralização.
6. De um modo geral, as taxas de mineralização líquida de N encontradas nas áreas estudadas, ficaram dentro da faixa encontrada para ecossistemas com sazonalidade climática, mas inferiores às obtidas em florestas tropicais. Ambas as áreas apresentaram um mesmo padrão para os processos de mineralização/imobilização, influenciando a umidade como fator controlador, mas com menor produção de N mineral na área queimada.

Referências Bibliográficas

- Adams, M.A.; Attiwill, P.M. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. *Plant and Soil* **92**:341-362.
- Adams, M.A.; Polglase, P.J.; Attiwill, P.M.; Weston, C.J. 1989. In situ studies of nitrogen mineralization and uptake in forest soils; some comments on methodology. *Soil Biology and Biochemistry* **21(3)**:423-429.
- Bauhus, J.; Khanna, P.K.; Raison, R.J. 1993. The effect of fire on carbon and nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* **31**:621-639.
- Binkley, D.; Hart, S.C. 1989. The components of nitrogen availability assessments in forest soils. *Advanced Soil Sciences* **10**:57-112.
- Binkley, D.; Matson, P. 1983. Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability. *Soil Science Society American Journal* **47**:1050-1052.
- 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. p.1361-1379.
- Carreira, J.A.; Xavier Niell, F.; Lajtha, K. 1994. Soil nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands of varying fire history and successional stage. *Biogeochemistry* **26**:189-209.
- Cass, A.; Savage, M.J. 1992. The effect of fire on soil and microclimate. In: *Ecological Studies* vol. 93. Wilgen *et al.* (eds.). p.312-325.
- Chapin III, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annals Review Ecological Systems* **11**:233-260.
- Christensen, N.L. 1973. Fire and nitrogen cycle in California Chaparral. *Science* **181**:66-68.
- Covington, W.W.; Sackett, S.S. 1986. Effect of periodic burning on soil nitrogen concentrations in Ponderosa Pine. *Soil Science Society of America Journal* **50**:452-457.
- Davidson, E.A.; Hart, S.C.; Firestone, M.K. 1992. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. *Ecology* **73**:1148-1156.
- DeBano, L.F.; Ffolliott, P.F.; Baker, M.B.Jr. 1996. Fire Severity Effects on water Resources. In: *Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems - A symposium Proceedings*. P.F. Ffolliott *et al.* (coords.). USDA Forest Service. p.77-84.

- 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 and Biochemistry* **28(10/11)**:1467-1475.
- Eno, C.F. 1960. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society American Proceedings* **24**:277-279.
- Fenn, M.E.; Poth, M.A.; Dunn, P.H.; Barro, S.C. 1993. Microbial N and biomass, respiration and N mineralization in soils beneath two chaparral species along a fire-induced age gradient. *Soil Biology and Biochemistry* **25(4)**:457-466.
- Fernandes, M. S.; Rossiello, O. P. 1995. Mineral nitrogen in Plant Physiology and Plant Nutrition. *Critical Reviews in Plant Sciences* **14**:111-148.
- Freitas Jr., E.; Silva, E.M. 1984. Uso da centrífuga para a determinação da curva de retenção de água do solo, em uma única operação. *Pesquisa agropecuária brasileira* **19**:1423-1428.
- Gama-Rodrigues, E.F.; Gama-Rodrigues, A.C.; Barros, N.F. 1997. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. *Revista brasileira de Ciência do Solo* **21**:361-365.
- Geraldes, A.P.A.; Cerri, C.C.; Feigl, B.J. 1995. Biomassa microbiana de solo sob pastagens na Amazônia. *Revista brasileira de Ciência do Solo* **19**:55-60.
- Hart, S.C.; Firestone, M.K. 1989. Evaluation of three *in situ* soil nitrogen availability assays. *Canadian Journal Forest Research* **19**:185-191.
- Hossain, A.K.M.A.; Raison, R.J.; Khanna, P.K. 1995. Effects of fertilizer application and fire regime on soil microbial biomass carbon and nitrogen, and nitrogen mineralization in an Australian subalpine eucalypt forest. *Biology Fertility of Soils* **19**:246-252.
- Hungerford, R.D. 1996. Unit II-I: Fire in ecosystem management soils. In: *Fire in Ecosystem Management*. National Advanced Resources Technology Center, Marana, AZ. 24p.
- Jenkinson, D.S.; Ladd, J.N. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: E.A. Paul, J.N. Ladd (eds.). *Soil Biochemistry* **5**:415-471.
- Jenkinson, D.S.; Powlson, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry* **8(3)**:209-213.
- Kauffman, J.B.; Till, K.M.; Shea, R.W. 1992. Biogeochemistry of deforestation and biomass burning. In: *The Science of Global Change: The impact of human activities on the environment*, D.A. Dunnette (ed.). American Chemical Society Symposium Series no. 483. American Chemical Society, Washington D.C. 478p.

- Killham, K. 1994. *Soil Ecology*. University Press, Cambridge, Inglaterra. 242p.
- Knoepp, J.D.; Swank, W.T. 1995. Comparison of available soil nitrogen assays in control and burned forested sites. *Soil Science Society of American Journal* **59**:1750-1754.
- Koplatek, J.M.; Koplatek, C.C.; De Bano, L.F. 1991. Fire effects on nutrients pools of woodland floor materials and soils in a pinyon-juniper ecosystem. In: *Fire and the Environment - Ecological and Cultural Perspectives*. S.C. Nodvin, T.A. Waldrop (eds.). Proceedings of an International Symposium, 1990, Knoxville, Tennessee. General Technical Report SE-69, USDA Forest Service, Southeastern Forest Experimental Station. p.154-159.
- Kozovits, A.R., Bustamante, M.M.C., Silva, L.F., Duarte, G.F., Castro, A.A.; Magalhães J.R. 1996. Nitrato e amônio no solo e sua assimilação por espécies lenhosas em uma área de cerrado submetida a queimadas prescritas. In: *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*. H.S. Miranda; C.H. Saito, B.F.S. Dias (eds.). ECL/UnB. p.137-147.
- Luchiari Jr., A.; Resende, M.; Ritchey, K.D.; de Freitas Jr.; E.; de Souza, P.I.M. 1987. Manejo do solo e aproveitamento de água. In: *Solos dos Cerrados - Tecnologias de estratégias de manejo*. W.J. Goedert (ed.). EMBRAPA - CPAC, Planaltina, D.F. p.285-322.
- Marion, G.M.; Moreno, J.M.; Oechel, W.C. 1991. Fire severity, ash deposition and clipping effects on soil nutrients in Chaparral. *Soil Science Society of America Journal* **55**:235-240.
- Marrs, R.H.; Thompson, J.; Scott, D.; Proctor, J. 1991. Nitrogen mineralization and nitrification in *terra firme* forest and savanna soils on Ilha de Maracá, Roraima, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **7**:123-137.
- Matson, P.A.; Vitousek, P.M.; Ewel, J.J.; Robertson, G.P. 1987. Nitrogen transformations following tropical forest felling and burning of a volcanic soil. *Ecology* **68**:491-502.
- McCarty, G.W.; Meisinger, J.J.; Jenniskens, F.M.M. 1995. Relationships between total-N, biomass-N and active-N in soil under different tillage and N fertilizer treatments. *Soil Biology and Biochemistry* **27**:1245-1250.
- McLean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. In: *Methods of soil analysis*. A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (eds.). 2ª edição. *Agronomy* **9(2)**:199-223.
- Meier, M. 1991. Nitratbestimmung in Boden-proben (N-min-Methode). *LaborPraxis* - abril: 244-247.
- Mendes, I.C.; Vivaldi, L.; Ribeiro, J.A.; Vargas, M.A.T.; Ribeiro, J.F. 1999. Biomassa-C e atividade microbiana em solos do bioma Cerrado sob vegetação nativa. Pesquisa em andamento n.4. EMBRAPA - Cerrados. 3p.

- Monleon, V.J.; Cromack, K.; Landsberg, J.D. 1997. Short- and long-term effects of prescribed underburning on nitrogen availability in ponderosa pine stands in central Oregon. *Canadian Journal of Forestry Research* **27**:369-378.
- Montagnini, F.; Haines, B.; Boring, L.; Swank, W. 1986. Nitrification potentials in early successional black locust and in a mixed hardwood forest stands in the southern Appalachians, USA. *Biogeochemistry* **2**:197-210.
- Montagnini, F.; Sancho, F. 1994. Net nitrogen mineralization in soils under six indigenous tree species, an abandoned pasture and a secondary forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Plant and Soil* **162**:117-124.
- Nadelhoffer, K.J.; Aber, J.D.; Melillo, J.M. 1983. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (USA). *Canadian Journal of Forest Research* **13**:12-21.
- Neary, D.G.; Overby, S.A.; Gottfield, G.J.; Perry, H.M. 1996. Nutrients in Fire - Dominated Ecosystems. In: *Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems - A Symposium proceedings* P.F. Ffolliott et al. (coords.). USDA Forest Service. p.107-117.
- Neill, C.; Piccolo, M.C.; Cerri, C.C.; Steudler, P.A.; Melillo, J.M.; Brito, M. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia* **110**:243-252.
- Neill, C.; Piccolo, M.C.; Melillo, J.M.; Steudler, P.A.; Cerri, C.C. 1999. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ^{15}N pool dilution. *Soil Biology and Biochemistry* **31**:567-572.
- Overby, S.T.; Perry, H. 1996. Direct effects of prescribed fire on available nitrogen and phosphorus in an Arizona chaparral watershed. In: *Arid Soil Research and Rehabilitation*.
- Pastor, J.; Aber, J.D.; McClaugherty, C.A.; Melillo, J.M. 1984. Above-ground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology* **65**:256-268.
- Persson, T.; Wirén, A. 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. *Plant and Soil* **168-169**:55-65.
- Piccolo, M.C.; Neill, C.; Cerri, C. 1994. Net mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. *Plant and Soil* **162**:61-70.
- Polglase, P.J.; Attiwill, P.M.; Adams, M.A. 1992. Nitrogen and phosphorus cycling in relation to stand age of *Eucalyptus regnans* F. Muell. II. N mineralization and nitrification. *Plant and Soil* **142**:167-176.

- Poth, M.; Anderson, I.C.; Miranda, H.S.; Miranda, A.C.; Riggan, P.J. 1995. The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil. *Global Biogeochemical Cycles* **9**:503-513.
- Prieto-Fernandez, A.; Villar, M.C.; Carballas, M.; Carballas, T. 1993. Short-term effects in a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* **25**(12):1657-1664.
- Puri, G.; Ashman, M.R. 1998. Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* **30**(2):251-256.
- Raison, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* **51**:73-108.
- Raison, R.J.; Connell, M.J.; Khanna, P.K. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in situ*. *Soil Biological Biochemistry* **19**(5):521-530.
- Rashid, G.H. 1987. Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a mediterranean forest of Algeria. *Plant and Soil* **103**:89-93.
- Reich, P.B.; Grigal, D.F.; Aber, J.D.; Stith, T.G. 1997. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils. *Ecology* **78**(2):335-347.
- Robertson, G.P. 1984. Nitrification and nitrogen mineralization in a lowland rainforest succession in Costa Rica, Central America. *Oecologia* **61**:99-104.
- Romanyà, J.; Casals, P.; Valljo, V.R. 1998. Fire short-term effects on soil nitrogen availability and on plant recolonization in mediterranean old fields. III International Conference on Forest Fire Research. *14th Conference on Fire and Forest Meteorology*. Luso, Portugal. Vol II. p.1381-1397.
- Runge, M. 1981. Physiology and ecology of nitrogen nutrition. In: *Encyclopaedia of Plant Physiology*. O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond, H. Ziegler (eds). New Series 12A Berlin, Springer-Verlag. p.163-200.
- Schimel, J.P.; Jackson, L.E.; Firestone, M.K. 1989. Spatial and temporal effects on plant microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry* **21**(8):1059-1066.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biochemistry – an analysis of global change*. Academic Press, 2^o edition. 588 p.
- Singh, J.S.; Raghubanshi, A.S.; Singh, R.S.; Srivastava, S.C. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature* **338**:499-500.

- Smith, J.L.; Paul, E.A. 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. *Soil Biochemistry* **6**:357-396.
- Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. 1997. *Biometry - The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, New York, 3ª edição. 887p.
- Stewart, G.R.; Pate, J.S.; Urkovich, M. 1993. Characteristics of inorganic assimilation of plants in fire-prone Mediterranean-type vegetation. *Plant, Cell and Environment* **16**:351-363.
- Stock, W.D.; Lewis, O.A.M. 1986. Soil nitrogen and the role of fire as a mineralizing agent in a South African coastal fynbos ecosystem. *Journal of Ecology* **74**:317-328.
- Subler, S.; Parmelee, R.W.; Allen, M.F. 1995. Comparison of buried bag and PVC core methods for *in situ* measurement of nitrogen mineralization rates in an agricultural soil. *Communication Soil Science Plant Analysis* **26(15/16)**:2369-2381.
- Vitousek, P.M.; Gosz, J.R.; Grier, C.C.; Melillo, J.M.; Reiners, W.A. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs* **52**:155-177.
- Vitousek, P.M.; Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: how it occur? *Biogeochemistry* **13**:87-115.
- Vitousek, P.M.; Matson, P.M. 1988. Nitrogen transformations in a range of tropical forest soils. *Soil Biological Biochemistry* **20**:361-367.
- Vitousek, P.M.; Melillo, J.M. 1979. Nitrate losses from disturbed ecosystems: patterns and mechanisms. *Forest Science* **25**:605-619.
- White, C.S. 1986. Effects of prescribed fire on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a ponderosa pine ecosystem. *Biological Fertility of Soils* **2**:87-95.
- White, C.S. 1996. The effects of fire on nitrogen cycling processes within Bandelier National Monument, NM. In: *Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems - A Symposium proceedings*. P.F. Ffolliott *et al.* (coords.). USDA Forest Service. p.123-139.
- Zak, D.R.; Grigal, D.F. 1991. Nitrogen cycling in upland and wetland ecosystems of east central Minnesota. *Oecologia* **88**:189-196.

Tabela 2.1. Propriedades físicas e químicas dos solos superficiais (0 a 5 cm de profundidade) das duas áreas de cerrado s.s. Dentro de cada coluna, diferentes letras sobscritas indicam diferenças significativas entre as áreas ($p \leq 0,05$).

Área	Tipo de solo	Profundidade (cm)	Densidade real (g.cm^{-3})	Densidade aparente (g.cm^{-3})	Capacidade de campo (%)	Porosidade total (%)	TEXTURA (g.kg^{-1})			
							Areia grossa	Silte	Argila	
Cerrado s.s. sem queima	Latossolo Vermelho Escuro	0 - 5	2,68	0,64 ^a	45 ^a	76 ^a	30	120	110	740
	Latossolo Vermelho Escuro	0 - 5	2,76	0,67 ^a	41 ^b	75,6 ^a	30	180	130	660

Área	pH em água	pH em KCl	C _{orgânico} (g.kg^{-1})	N _{total} (g.kg^{-1})	Razão C/N do solo
Cerrado s.s. sem queima	4,5 ^a	4,0 ^a	32,0 ^a	1,5 ^a	22,5 ^a
Cerrado s.s. queimada	4,7 ^b	4,2 ^b	28,6 ^a	1,5 ^a	21,5 ^a

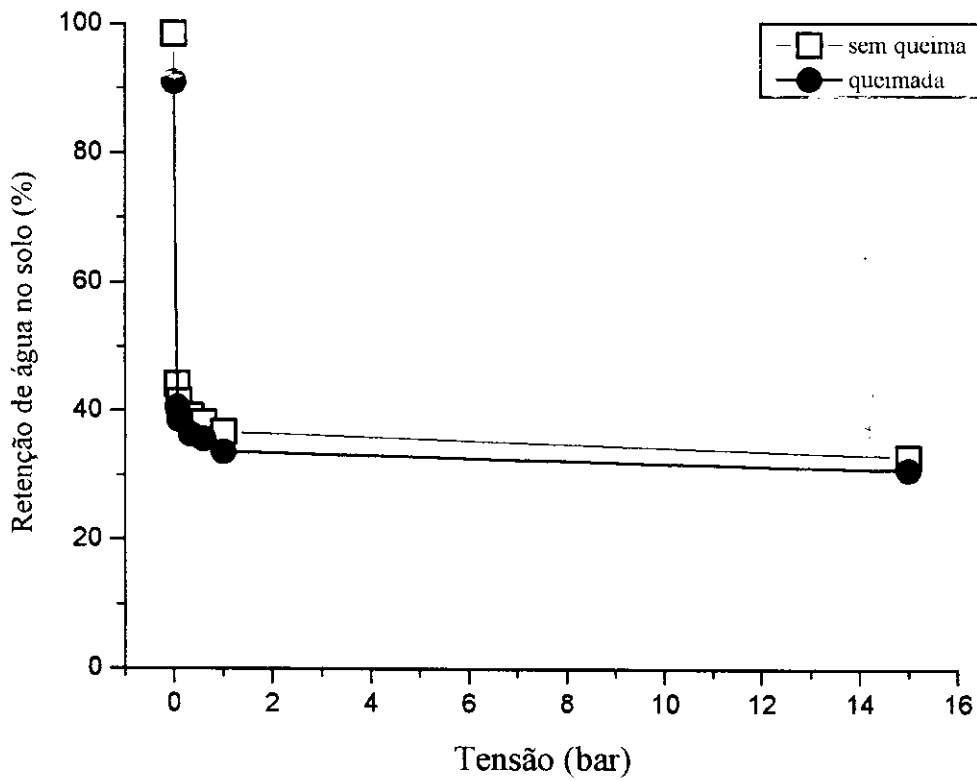


Figura 2.1 Capacidade de retenção de água no solo (0 - 20 cm de profundidade) para a área de cerrado *s.s.* protegida do fogo (sem queima) e para a área de cerrado submetida a queimas prescritas (queimada).

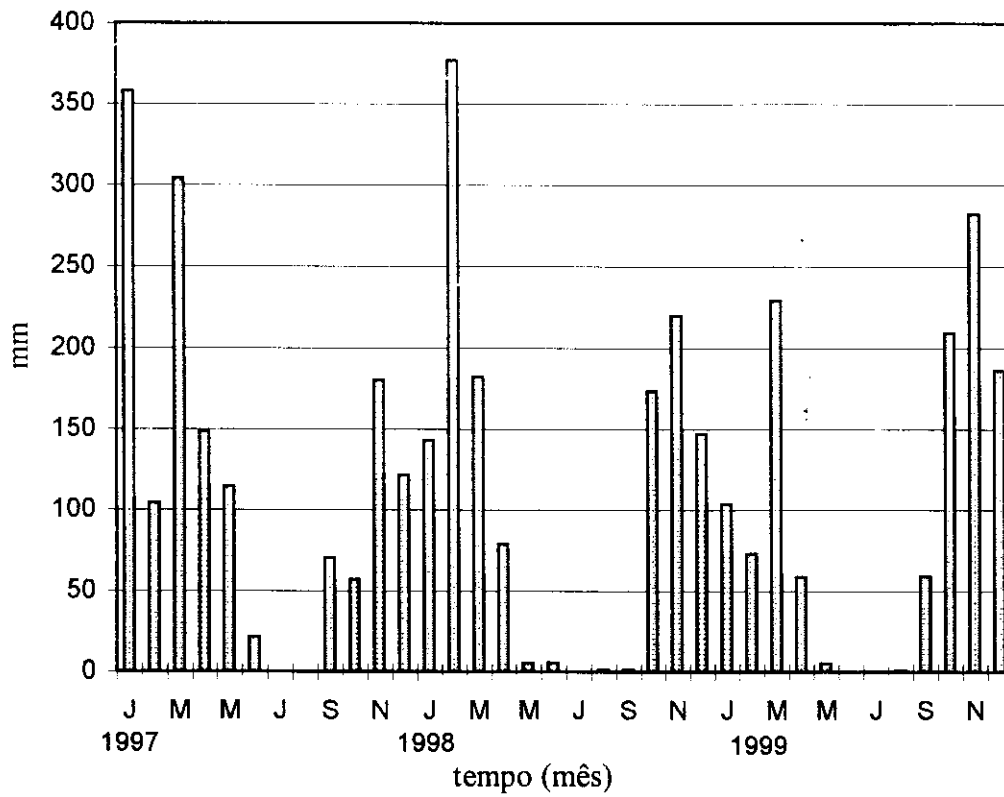


Figura 2.2. Distribuição da precipitação mensal (mm) durante os anos de 1997 a 1999, conforme os dados da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília – DF.

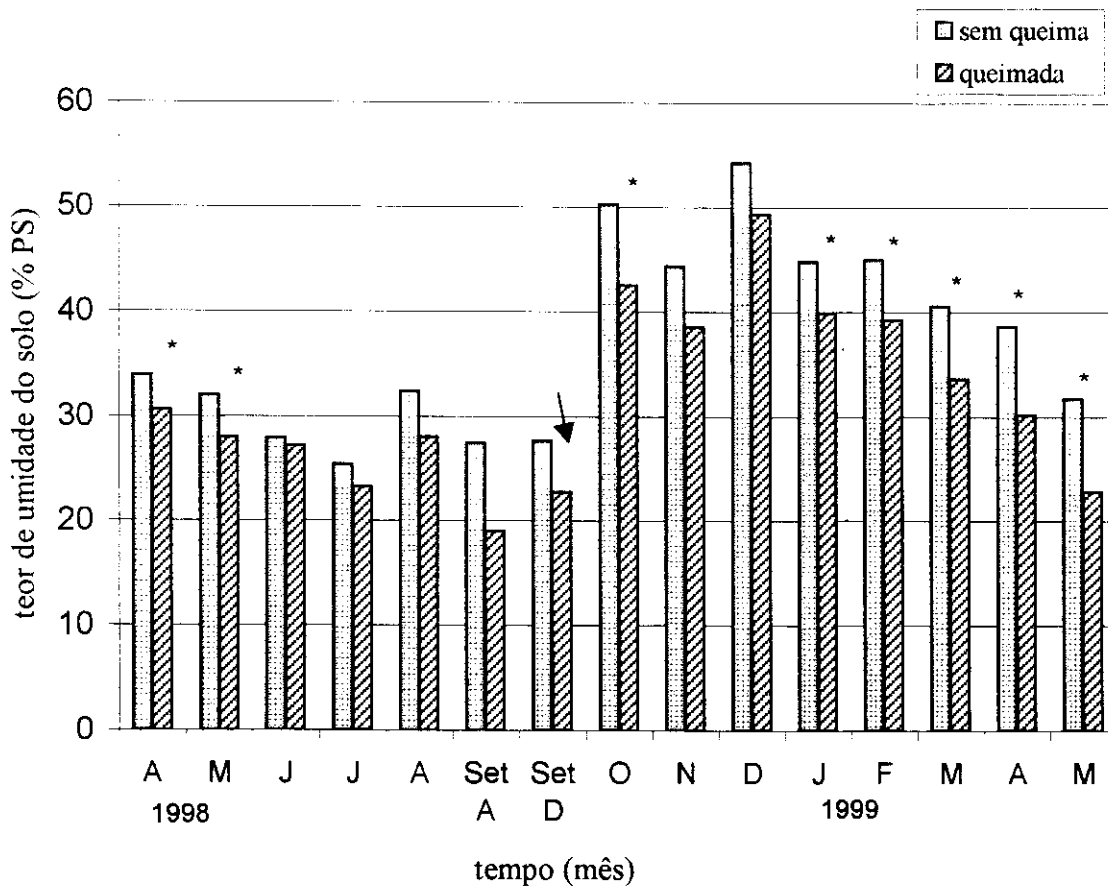


Figura 2.3. Teor gravimétrico de água em amostras de solo de 0 a 5 cm de profundidade na área de cerrado s.s. sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a maio de 1999. Diferenças significativas entre as áreas estão indicadas por asteriscos (*), acima das barras da figura. A seta indica a queimada de setembro de 1998.

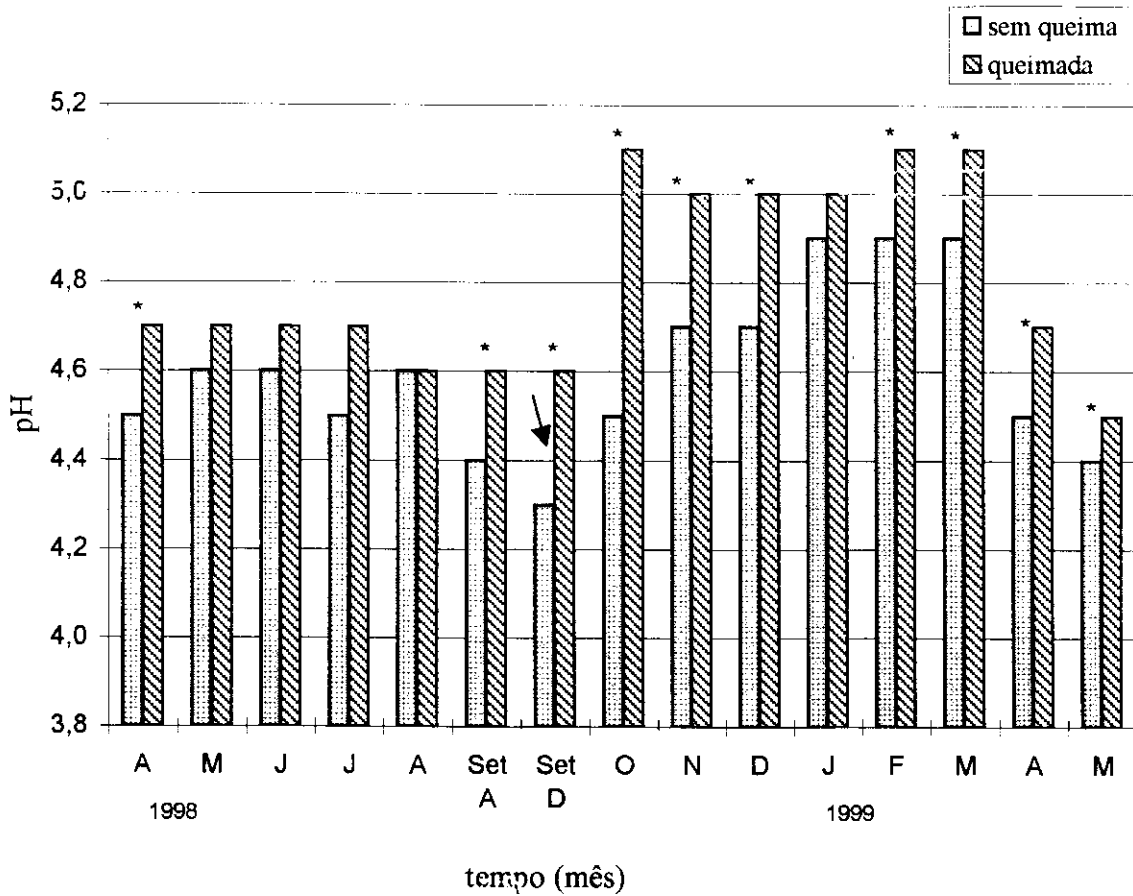


Figura 2.4. Valores de pH em água para o intervalo de 0 a 5 cm de profundidade do solo na área de cerrado *s.s.* sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a maio de 1999. Diferenças significativas entre as áreas estão indicadas por asteriscos (*), acima das barras da figura. A seta indica a queimada de setembro de 1998.

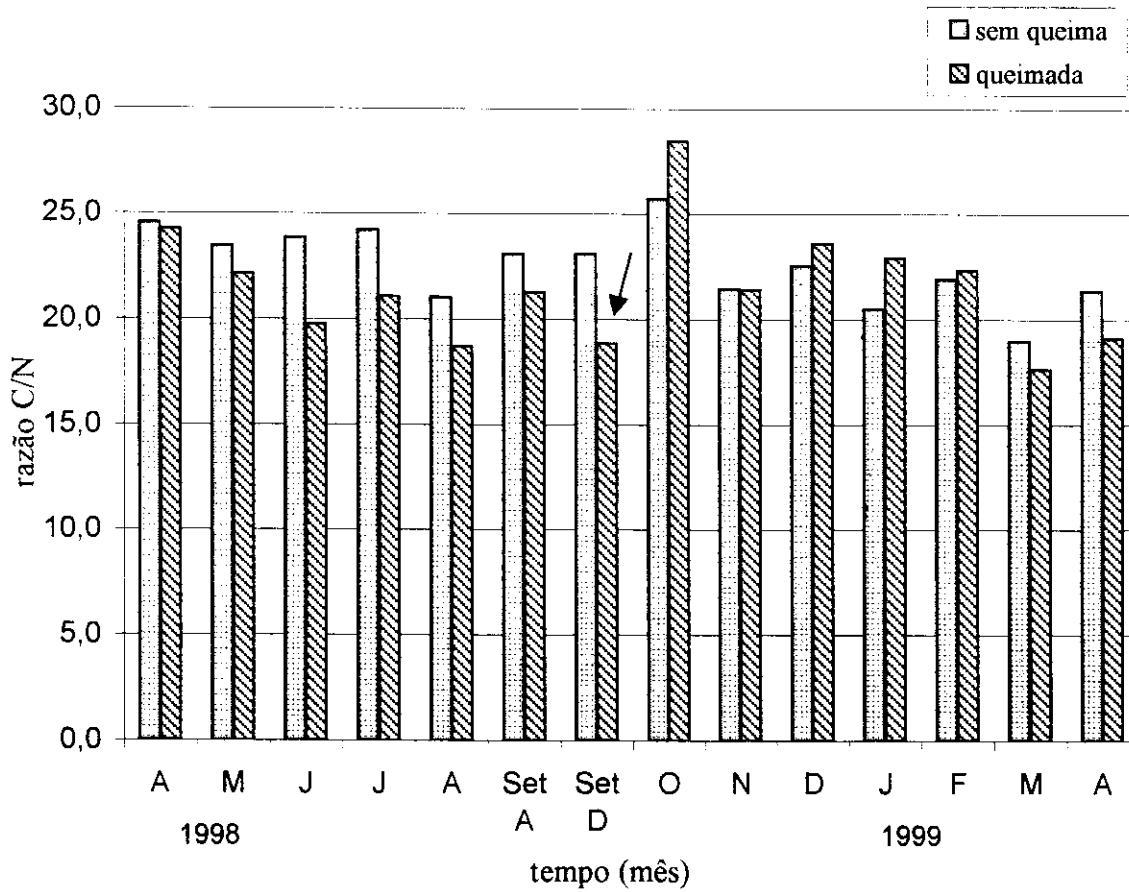


Figura 2.5. Razão C/N do solo superficial (0 a 5 cm de profundidade) da área de cerrado s.s. sem queima e da área queimada, no período de abril de 1998 a abril de 1999. Diferenças significativas entre as áreas estão indicadas por asteriscos (*), acima das barras da figura. A seta indica a queimada de setembro de 1998.

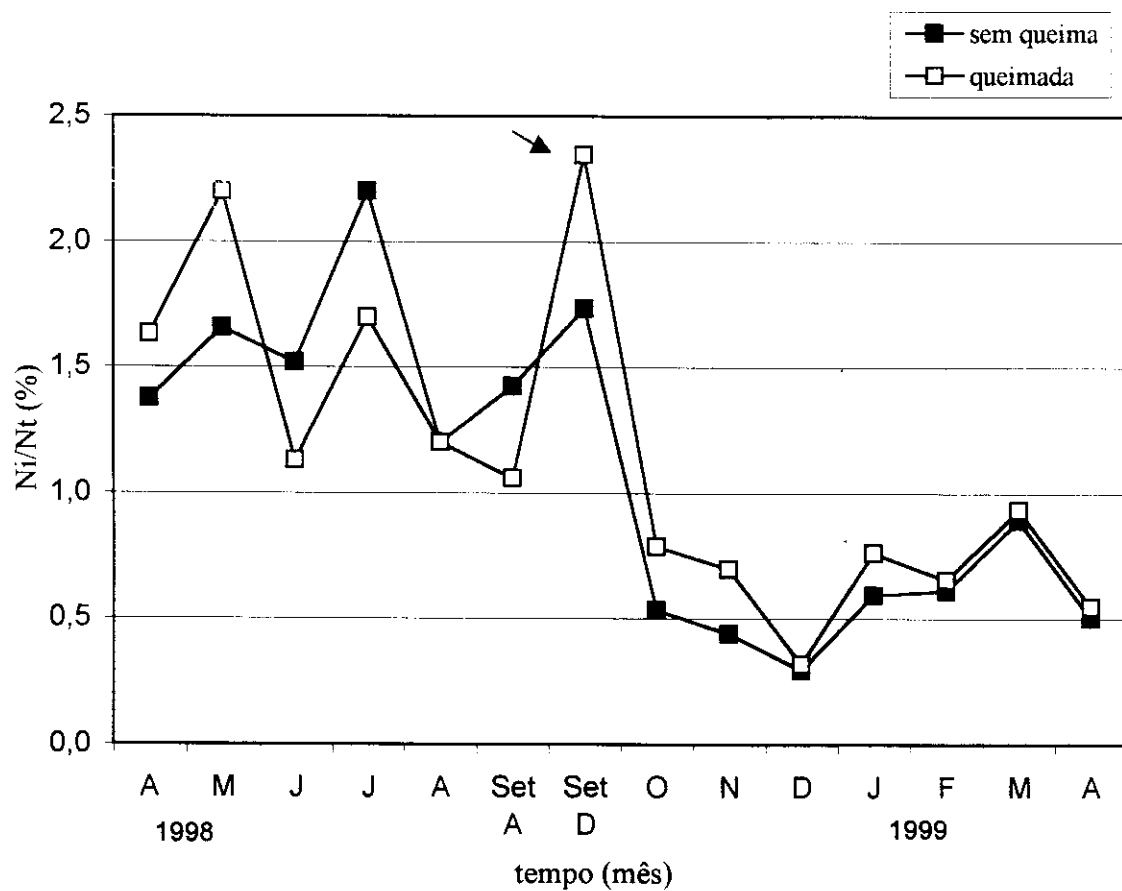


Figura 2.6. Proporção de N inorgânico (Ni) em relação ao N total (Nt) do solo, de 0 a 5 cm de profundidade, na área de cerrado s.s. sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a abril de 1999. A seta indica a queimada de setembro de 1998.

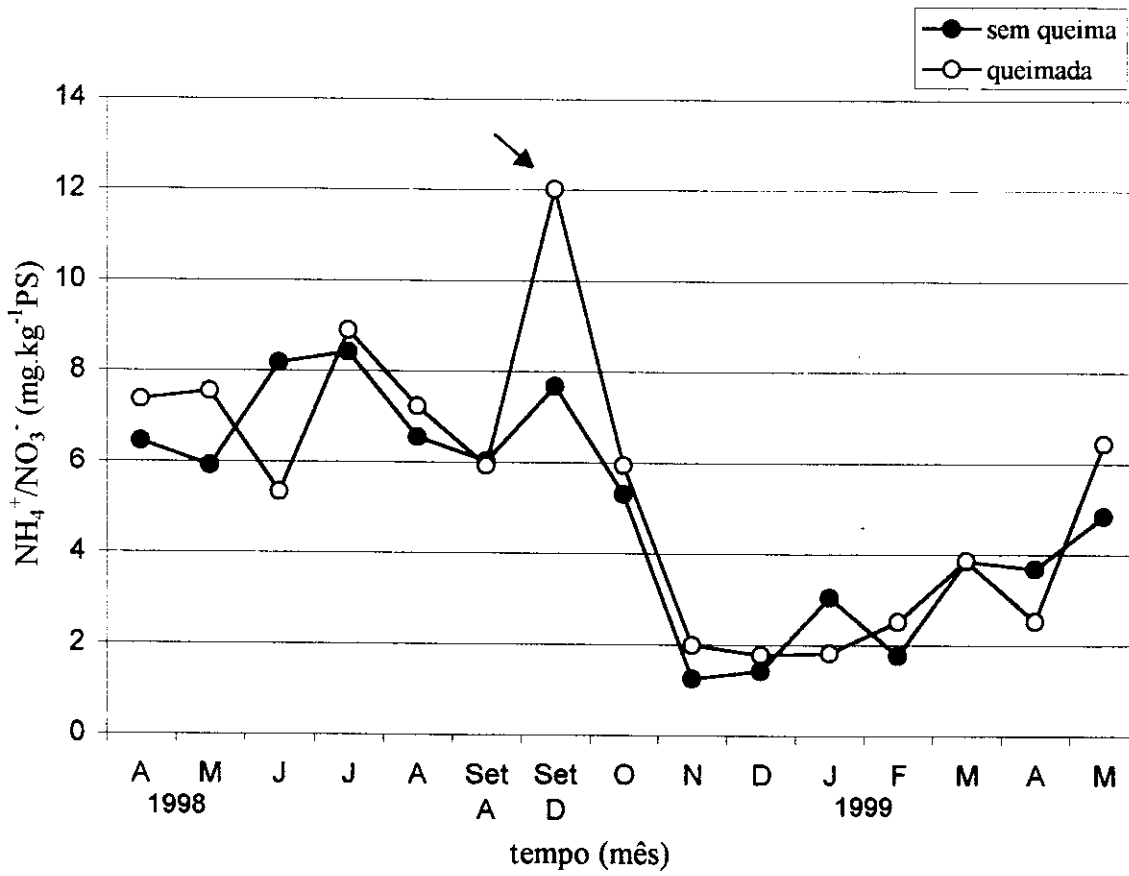


Figura 2.7. Razão $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ do solo superficial (0 a 5 cm de profundidade) da área de cerrado s.s. sem queima e da área queimada no período de abril de 1998 a maio de 1999. A seta indica a queimada de setembro de 1998.

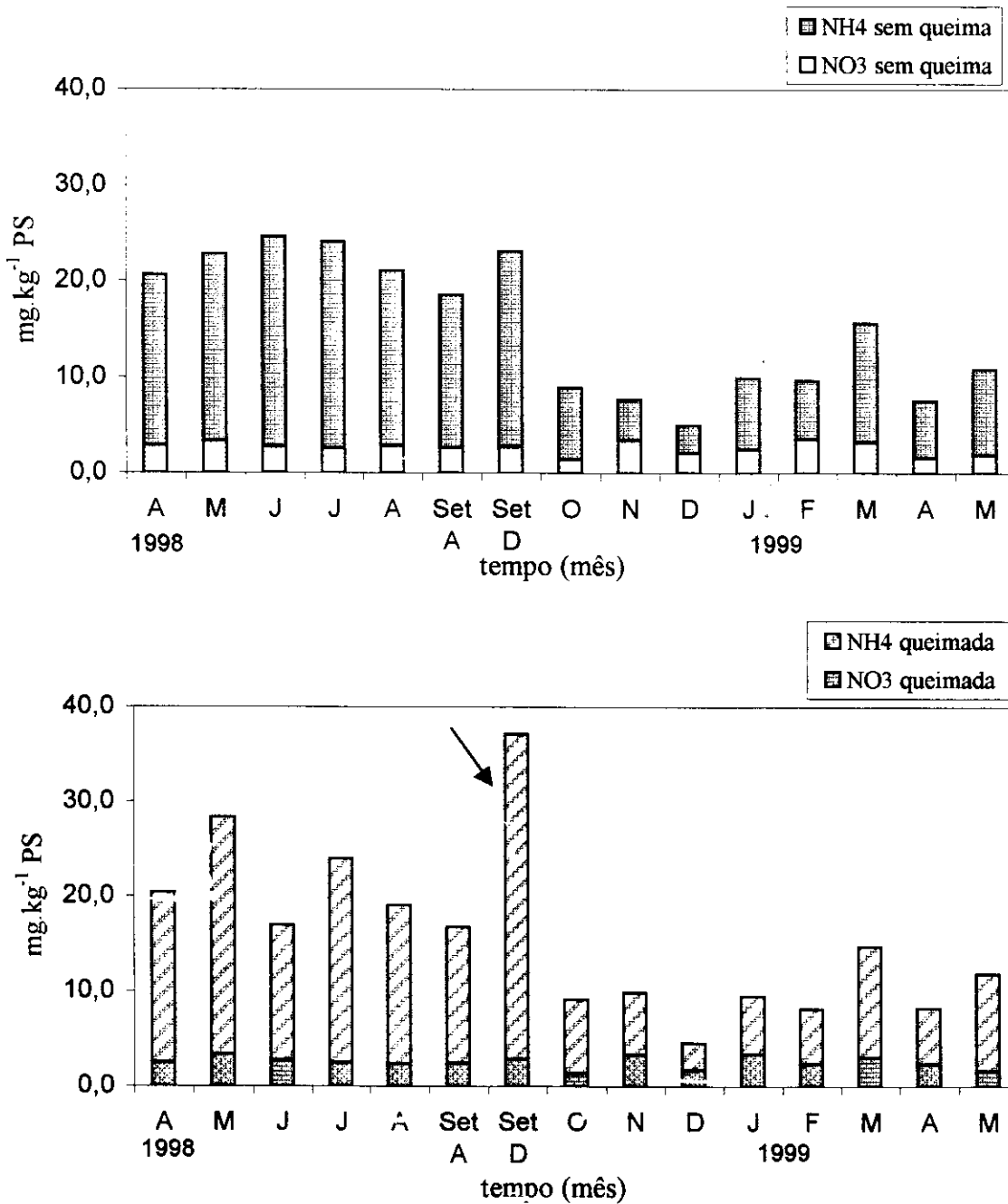


Figura 2.8. Concentrações médias de N inorgânico (NH₄⁺ e NO₃⁻) disponível no intervalo de 0 a 5 cm de profundidade do solo na área de cerrado s.s. sem queima e na área queimada, no período de abril de 1998 a maio de 1999. A seta indica a queimada de setembro de 1998

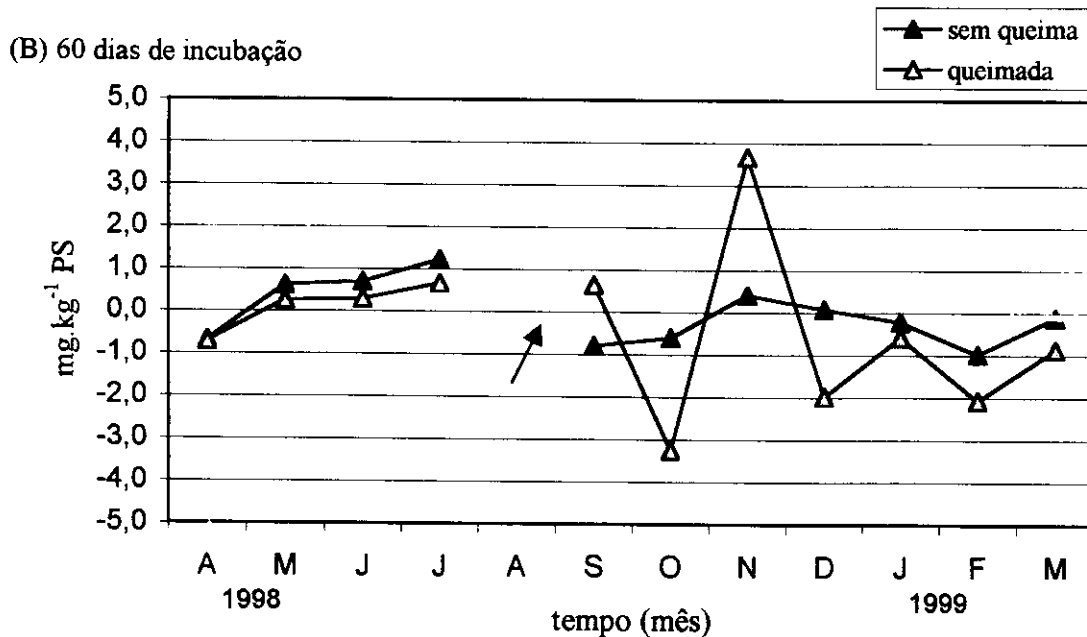
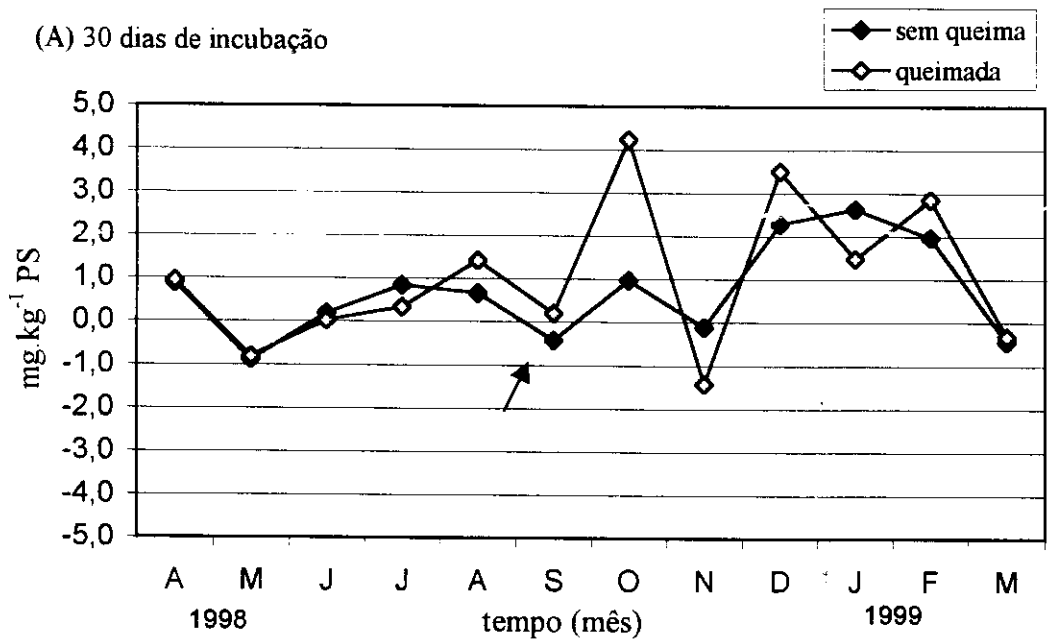


Figura 2.9. Taxas de nitrificação (produção de NO_3^-) para 0 a 5 cm de profundidade, determinadas a partir das incubações do solo *in situ*, no período de abril de 1998 a março de 1999. Os meses na legenda correspondem ao início de cada período de incubação. A. Nitrificação em 30 dias de incubação na área sem queima e na área queimada; B. Nitrificação em 60 dias de incubação na área sem queima e na área queimada. A seta indica a queimada de setembro de 1998.

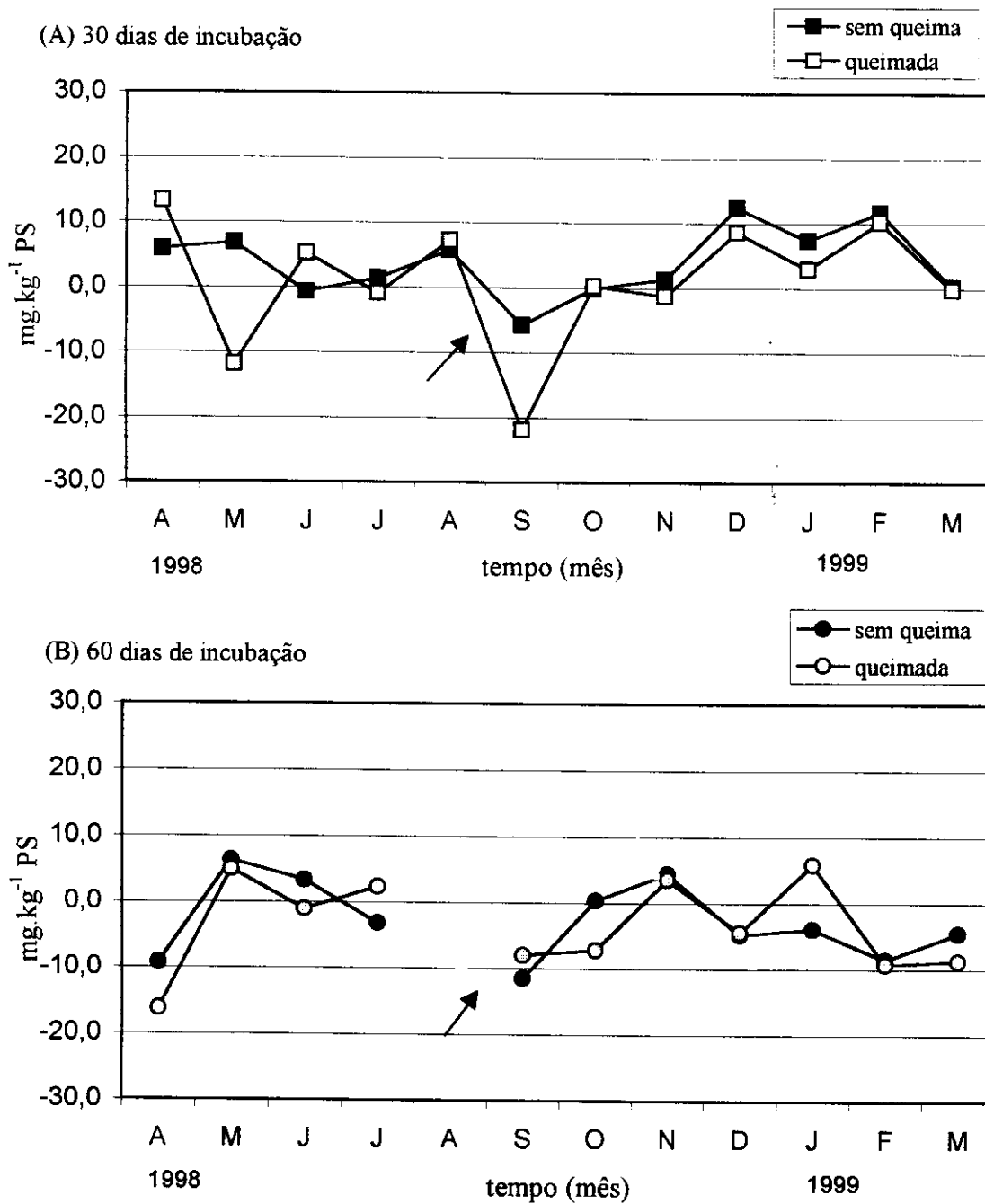


Figura 2.10. Taxas de mineralização líquida de N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) para 0 a 5 cm de profundidade, determinadas a partir das incubações do solo *in situ*, no período de abril de 1998 a março de 1999. Os meses na legenda correspondem ao início de cada período de incubação. A. N mineralizado em 30 dias de incubação na área sem queima e na área queimada; B. N mineralizado em 60 dias na área sem queima e na área queimada. A seta indica a queimada de setembro de 1998.

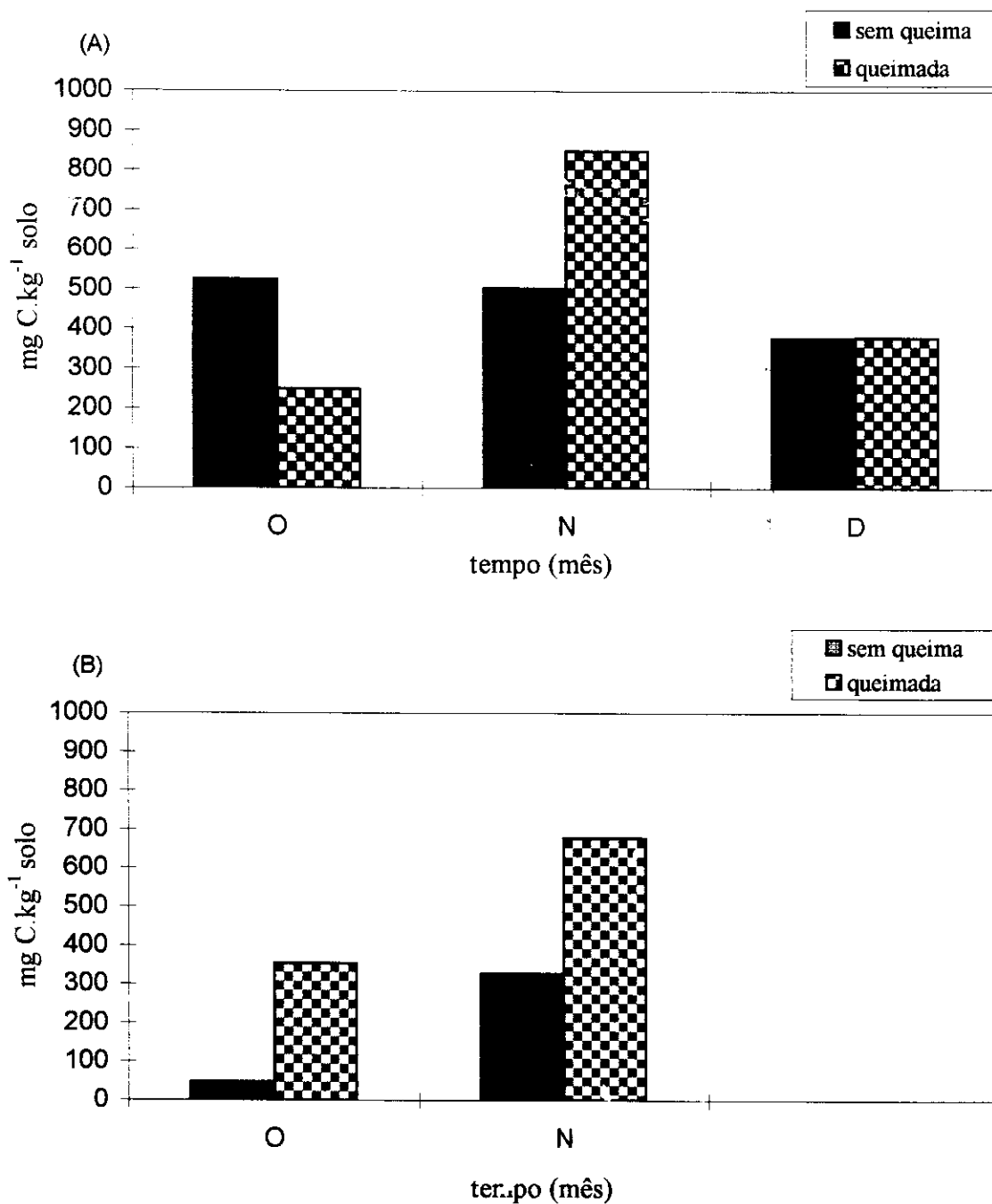


Figura 2.11. Biomassa microbiana de carbono do solo, obtida na área de cerrado *s.s.* sem queima e na área queimada, no intervalo de 0 a 5 cm de profundidade do solo, entre outubro de 1998 e dezembro de 1999. A. Biomassa microbiana presente no tempo inicial de cada período de incubação do solo *in situ* e; B. Biomassa microbiana obtida após 60 dias de incubação *in situ*. Os meses na legenda correspondem ao início de cada período de incubação do solo *in situ* referente ao experimento de mineralização.

Considerações Finais

A partir da hipótese levantada inicialmente de que sucessivas queimadas afetam a densidade da vegetação lenhosa, alterando a entrada de nutrientes via serapilheira através de uma diminuição na produção de serapilheira e alteração de sua qualidade nutricional, os resultados aqui obtidos mostraram que queimadas sucessivas reduziram a densidade de plantas lenhosas e como consequência, ocorreu uma redução na produção de serapilheira. A serapilheira na área queimada apresentou maiores concentrações de nutrientes, indicando uma melhor qualidade na serapilheira produzida. Entretanto, o fluxo de nutrientes (concentração x produção de serapilheira foliar) via serapilheira foi cerca de 60 a 80 % menor na área submetida a queimadas prescritas, quando comparado ao da área protegida do fogo.

A contribuição de determinadas espécies dominantes, como *Sclerolobium paniculatum*, teve efeito marcante para a comunidade. Esta espécie, dominante na área protegida do fogo, apresentou as menores concentrações foliares para a maioria dos macronutrientes, principalmente para o Ca. Consequentemente, sua dominância na área protegida do fogo influenciou a qualidade nutricional da serapilheira e o fluxo de cálcio via serapilheira. Já na área queimada, em função da redução drástica da densidade de *Sclerolobium paniculatum* com as queimas sucessivas, outras espécies com maior concentração foliar de cálcio passaram a ser dominantes e este elemento teve a menor redução no fluxo via serapilheira em comparação com a área protegida do fogo. Diferenças encontradas na contribuição individual entre as espécies estudadas, parecem suportar a teoria de que uma, ou poucas espécies, podem dominar o consumo de nutrientes em comunidades com alta diversidade de espécies e ter no "pool" disponível, efeitos similares ao de uma monocultura (Tilman & Wedin 1991). Enquanto há evidência de que espécies individuais podem afetar processos do ecossistema como a ciclagem de nutrientes, o conhecimento sobre os papéis relativos da riqueza e composição das espécies se torna importante para o entendimento do comportamento dos ecossistemas, como as espécies entram e saem, assim como para melhorar a sustentabilidade de um ecossistema sob manejo (Hooper & Vitousek 1998).

As taxas de retranslocação de nutrientes antes da abscisão foliar não estiveram relacionadas a fenologia das plantas, e o regime de queimadas sucessivas na área de cerrado s.s., alterou as taxas de retranslocação, com diferenças entre as espécies e entre os macronutrientes, para indivíduos crescendo na área queimada e na área protegida do

fogo. Dessa forma, essas alterações tanto nas taxas de retranslocação como na contribuição diferenciada de determinadas espécies dominantes, teve efeito marcante para a comunidade, em termos de qualidade nutricional da serapilheira produzida.

Além disso, as altas taxas de retranslocação e as baixas concentrações tanto foliares como na serapilheira encontradas, provavelmente colocam P e K como os elementos mais limitantes no ecossistema aqui estudado. Os resultados de concentração foliar para Ca e Mg também indicam que estes elementos estariam pouco disponíveis no sistema, o que parece estar de acordo com a teoria de que o crescimento vegetal em florestas tropicais, é freqüentemente limitado pela combinação de elementos derivados principalmente do intemperismo das rochas ("rock-derived") como P, Ca, K e Mg (Vitousek & Sanford 1986).

Ambas as áreas estudadas apresentaram um padrão semelhante em relação ao acúmulo de N inorgânico no solo. Os maiores acúmulos de NH_4^+ no solo superficial ocorreram durante a época seca, enquanto, pequenos acúmulos de NO_3^- no solo ocorreram somente durante curto período na estação chuvosa.

O fogo produziu um aumento significativo em N inorgânico nos primeiros 5 cm do solo. Porém, já no mês seguinte à queima, foram encontradas as maiores taxas de imobilização de N. As queimadas sucessivas na área estão levando a menor produção de N mineral, apesar do aumento temporário de N mineral logo após a queima, corroborando a hipótese inicial de que as taxas de mineralização líquida de N estão diminuindo como consequência de um progressivo empobrecimento da produtividade do ecossistema submetido a um regime de queima bienal no final da época seca.

Menores taxas de mineralização líquida de N foram encontradas no cerrado s.s., em relação às obtidas em florestas tropicais. Isto pode estar sendo consequência da alta razão C/N do solo de cerrado assim como da sazonalidade na disponibilidade de água na camada superficial do solo que juntos, estariam limitando a nitrificação e a atividade microbiana no solo.

Dessa forma, os resultados aqui obtidos, sugerem que a transferência de nutrientes entre planta e solo (ciclo biogeoquímico), através da produção e qualidade da serapilheira e das taxas de mineralização encontradas, apresentou restrições que podem ser atribuídas à sazonalidade climática (umidade atuando como fator controlador) e à qualidade do substrato (alta razão C/N). As perdas com as queimadas sucessivas podem ser ainda mais significativas para o sistema, a médio e longo prazo.

Estas restrições ressaltam a importância da economia interna de nutrientes dentro dos tecidos vegetais (ciclo bioquímico), observada com as altas taxas de retranslocação para vários elementos. Esta redistribuição interna de nutrientes estaria assim, mantendo uma considerável quantidade de nutrientes nas plantas adultas, permitindo uma ciclagem eficiente dos elementos essenciais e constituindo assim, numa estratégia de conservação de nutrientes na biomassa viva, influenciando na manutenção da comunidade.

Referências Bibliográficas

- Hooper, D.U.; Vitousek, P.M. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs* **68(1)**:121-149.
- Tilman, D.; Wedin, D.A. 1991. Dynamics of nitrogen competition between successional grasses. *Ecology* **72**:1038-1049.
- Vitousek, P.M.; Sanford, Jr. R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecological and Systematics* **17**:137-167.

APÊNDICES

Apêndice 1. Concentração de nutrientes nas folhas verdes ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ PS) das dez espécies lenhosas escolhidas, presente nas áreas de cerrado sem queima (SQ) e na área queimada (Q). (média \pm desvio padrão). Diferentes letras sobrescritas indicam diferenças significativas entre as áreas na concentração do nutriente para a espécie ($p \leq 0,05$).

ESPÉCIE	Nitrogênio		Fósforo		Potássio		Enxofre	
	SQ	Q	SQ	Q	SQ	Q	SQ	Q
<i>Kielmeyera coriacea</i>	8,1 \pm 2,6 ^a	10,5 \pm 1,5 ^a	0,54 \pm 0,10 ^a	0,64 \pm 0,02 ^a	3,4 \pm 0,6 ^a	3,0 \pm 1,0 ^a	0,66 \pm 0,07 ^a	0,66 \pm 0,03 ^a
<i>Caryocar brasiliense</i>	11,2 \pm 0,7 ^a	13,0 \pm 0,3 ^b	0,72 \pm 0,06 ^a	0,67 \pm 0,02 ^a	3,1 \pm 0,7 ^a	2,2 \pm 0,1 ^b	1,01 \pm 0,23 ^a	0,70 \pm 0,02 ^b
<i>Qualea grandiflora</i>	11,1 \pm 1,0 ^a	11,2 \pm 1,5 ^a	0,69 \pm 0,08 ^a	0,60 \pm 0,05 ^b	3,6 \pm 0,3 ^a	4,0 \pm 0,9 ^a	0,70 \pm 0,08 ^a	0,62 \pm 0,10 ^a
<i>Dalbergia miscolobium</i>	17,8 \pm 0,7 ^a	18,0 \pm 2,4 ^a	0,64 \pm 0,04 ^a	0,56 \pm 0,03 ^b	3,6 \pm 0,5 ^a	3,0 \pm 0,2 ^a	0,76 \pm 0,04 ^a	0,67 \pm 0,10 ^a
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	13,5 \pm 1,3 ^a	17,3 \pm 2,5 ^b	0,59 \pm 0,05 ^a	0,64 \pm 0,07 ^a	3,2 \pm 1,2 ^a	2,6 \pm 0,3 ^a	0,78 \pm 0,07 ^a	0,85 \pm 0,01 ^a
<i>Roupala montana</i>	7,2 \pm 0,2 ^a	9,2 \pm 0,8 ^b	0,43 \pm 0,02 ^a	0,51 \pm 0,05 ^b	3,4 \pm 1,2 ^a	3,6 \pm 0,8 ^a	0,62 \pm 0,05 ^a	0,62 \pm 0,09 ^a
<i>Vochysia elliptica</i>	8,0 \pm 1,2 ^a	7,3 \pm 0,2 ^a	0,48 \pm 0,13 ^a	0,38 \pm 0,02 ^a	3,4 \pm 0,1 ^a	1,7 \pm 0,1 ^b	0,56 \pm 0,08 ^a	0,45 \pm 0,08 ^a
<i>Ouratea hexasperma</i>	10,5 \pm 0,1 ^a	12,4 \pm 1,4 ^b	0,69 \pm 0,05 ^a	0,68 \pm 0,05 ^a	4,3 \pm 0,7 ^a	3,7 \pm 0,3 ^a	1,05 \pm 0,08 ^a	0,93 \pm 0,06 ^a
<i>Styrax ferrugineus</i>	11,0 \pm 0,7 ^a	12,0 \pm 1,1 ^a	0,63 \pm 0,01 ^a	0,60 \pm 0,07 ^a	2,8 \pm 0,3 ^a	2,8 \pm 0,2 ^a	0,89 \pm 0,05 ^a	0,79 \pm 0,07 ^a
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	10,5 \pm 1,6 ^a	13,4 \pm 2,9 ^a	0,51 \pm 0,07 ^a	0,58 \pm 0,14 ^a	3,0 \pm 0,5 ^a	3,3 \pm 0,8 ^a	0,62 \pm 0,07 ^a	0,67 \pm 0,06 ^a

Continuação Apêndice 1:

ESPÉCIE	Magnésio		Cálcio		Alumínio	
	SQ	Q	SQ	Q	SQ	Q
<i>Kielmeyera coriacea</i>	2,2 ± 0,5 ^a	1,2 ± 0,1 ^b	5,1 ± 1,5 ^a	2,5 ± 0,7 ^b	0,07 ± 0,03 ^a	0,08 ± 0,02 ^a
<i>Caryocar brasiliense</i>	2,2 ± 0,2 ^a	2,2 ± 0,2 ^a	6,7 ± 2,0 ^a	4,2 ± 0,8 ^a	0,13 ± 0,04 ^a	0,23 ± 0,04 ^b
<i>Qualea grandiflora</i>	2,0 ± 0,3 ^a	1,2 ± 0,6 ^a	6,0 ± 0,6 ^a	2,1 ± 1,4 ^b	8,35 ± 0,62 ^a	5,60 ± 0,17 ^b
<i>Daibergeria miscolobium</i>	1,7 ± 0,1 ^a	1,4 ± 0,4 ^a	3,6 ± 0,3 ^a	2,5 ± 0,9 ^a	0,08 ± 0,02 ^a	0,06 ± 0,21 ^a
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	1,0 ± 0,1 ^a	0,9 ± 0,2 ^a	2,2 ± 0,5 ^a	1,8 ± 0,7 ^a	0,05 ± 0,01 ^a	0,04 ± 0,01 ^a
<i>Roupala montana</i>	1,9 ± 0,4 ^a	1,2 ± 0,2 ^b	2,8 ± 0,7 ^a	2,5 ± 0,4 ^a	0,40 ± 0,01 ^a	0,23 ± 0,05 ^b
<i>Vochystia elliptica</i>	1,3 ± 0,3 ^a	1,3 ± 0,5 ^a	3,6 ± 1,3 ^a	2,2 ± 0,5 ^a	14,9 ± 1,0 ^a	15,0 ± 2,7 ^a
<i>Ouratea hexasperma</i>	2,4 ± 0,1 ^a	2,3 ± 0,4 ^a	3,1 ± 1,0 ^a	8,4 ± 1,4 ^a	0,13 ± 0,10 ^a	0,07 ± 0,01 ^a
<i>Styrax ferrugineus</i>	2,0 ± 0,4 ^a	1,6 ± 0,2 ^a	7,6 ± 0,2 ^a	4,0 ± 0,6 ^b	0,28 ± 0,06 ^a	0,20 ± 0,04 ^a
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	0,7 ± 0,2 ^a	0,7 ± 0,1 ^a	1,1 ± 0,2 ^a	0,8 ± 0,1 ^b	0,06 ± 0,01 ^a	0,07 ± 0,02 ^a

Apêndice 2. Concentração de nutrientes nas folhas que já sofreram abscisão (folha seca) (g kg^{-1} PS) das dez espécies lenhosas escolhidas, presente nas áreas de cerrado sem queima (SQ) e na área queimada (Q). (média \pm desvio padrão). Diferentes letras sobrescritas indicam diferenças significativas entre as áreas na concentração do nutriente para a espécie ($p \leq 0,05$).

ESPÉCIE	Nitrogênio		Fósforo		Potássio		Enxofre	
	SQ	Q	SQ	Q	SQ	Q	SQ	Q
<i>Kielmeyera coriacea</i>	6,5 \pm 3,3 ^a	4,6 \pm 0,4 ^a	0,34 \pm 0,20 ^a	0,17 \pm 0,02 ^a	1,6 \pm 0,1 ^a	0,6 \pm 0,6 ^a	0,51 \pm 0,24 ^a	0,36 \pm 0,04 ^a
<i>Caryocar brasiliense</i>	7,0 \pm 0,3 ^a	8,7 \pm 0,3 ^b	0,28 \pm 0,06 ^a	0,33 \pm 0,06 ^a	1,5 \pm 0,3 ^a	0,5 \pm 0,1 ^b	0,51 \pm 0,03 ^a	0,62 \pm 0,03 ^b
<i>Qualea grandiflora</i>	7,8 \pm 1,3 ^a	10,7 \pm 0,9 ^b	0,44 \pm 0,16 ^c	0,48 \pm 0,16 ^a	1,6 \pm 0,4 ^a	2,5 \pm 0,3 ^b	0,59 \pm 0,12 ^a	0,68 \pm 0,11 ^a
<i>Dalbergia miscolobium</i>	11,6 \pm 0,4 ^a	15,1 \pm 1,2 ^b	0,19 \pm 0,03 ^a	0,26 \pm 0,04 ^a	0,8 \pm 0,1 ^a	0,9 \pm 0,5 ^a	0,2 \pm 0,05 ^a	0,5 \pm 0,04 ^a
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	9,0 \pm 0,7 ^a	9,1 \pm 0,6 ^a	0,24 \pm 0,04 ^a	0,17 \pm 0,05 ^a	1,6 \pm 0,8 ^a	1,6 \pm 0,6 ^a	0,47 \pm 0,04 ^a	0,46 \pm 0,07 ^a
<i>Roupala montana</i>	5,2 \pm 1,0 ^a	6,3 \pm 2,6 ^a	0,16 \pm 0,03 ^a	0,23 \pm 0,12 ^c	1,9 \pm 0,7 ^a	0,8 \pm 0,6 ^a	0,39 \pm 0,06 ^a	0,50 \pm 0,20 ^c
<i>Vochysia elliptica</i>	5,5 \pm 0,6 ^a	5,6 \pm 0,2 ^a	0,20 \pm 0,07 ^a	0,21 \pm 0,02 ^a	2,5 \pm 0,6 ^a	1,2 \pm 0,4 ^b	0,37 \pm 0,06 ^a	0,43 \pm 0,02
<i>Ouratea hexasperma</i>	7,8 \pm 2,2 ^a	8,6 \pm 1,9 ^a	0,26 \pm 0,14 ^a	0,30 \pm 0,19 ^a	1,5 \pm 0,6 ^a	1,5 \pm 0,2 ^a	0,68 \pm 0,17 ^a	0,61 \pm 0,07 ^a
<i>Stryax ferrugineus</i>	8,6 \pm 1,3 ^a	8,3 \pm 0,5 ^a	0,38 \pm 0,05 ^a	0,37 \pm 0,01 ^a	2,0 \pm 0,8 ^a	1,3 \pm 0,6 ^a	0,80 \pm 0,10 ^a	0,64 \pm 0,05 ^b
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	7,8 \pm 0,2 ^a	9,5 \pm 3,4 ^a	0,24 \pm 0,08 ^a	0,20 \pm 0,16 ^a	1,2 \pm 0,2 ^a	1,0 \pm 0,5 ^a	0,41 \pm 0,05 ^a	0,46 \pm 0,19 ^a

Continuação Apêndice 2.

ESPECIE	Magnésio		Cálcio		Alumínio	
	SQ	Q	SQ	Q	SQ	Q
<i>Kielmeyera coriacea</i>	1,9 ± 0,9 ^a	1,1 ± 0,1 ^b	6,2 ± 3,3 ^a	3,6 ± 0,3 ^b	0,34 ± 0,1 ^a	0,33 ± 0,2 ^a
<i>Caryocar brasiliense</i>	2,5 ± 0,5 ^a	1,6 ± 0,7 ^a	9,6 ± 2,0 ^a	6,9 ± 1,2 ^a	0,58 ± 0,1 ^a	0,97 ± 0,5 ^a
<i>Qualea grandiflora</i>	1,4 ± 0,5 ^a	1,1 ± 0,4 ^a	6,3 ± 1,1 ^a	2,6 ± 0,8 ^b	6,08 ± 0,5 ^a	6,98 ± 0,9 ^a
<i>Dalbergia miscolobium</i>	1,8 ± 0,4 ^a	1,7 ± 0,5 ^a	4,5 ± 0,3 ^a	3,3 ± 0,7 ^b	0,38 ± 0,08 ^a	0,31 ± 0,1 ^a
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	1,4 ± 0,9 ^a	0,9 ± 0,2 ^a	3,8 ± 1,1 ^a	2,3 ± 1,2 ^a	0,27 ± 0,2 ^a	0,17 ± 0,06 ^a
<i>Roupala montana</i>	1,9 ± 0,9 ^a	1,0 ± 0,3 ^a	3,0 ± 1,8 ^a	3,6 ± 0,9 ^a	0,50 ± 0,01 ^a	0,46 ± 0,1 ^a
<i>Yochysia elliptica</i>	1,2 ± 0,3 ^a	1,3 ± 0,8 ^a	5,5 ± 1,7 ^a	2,4 ± 0,8 ^b	19,5 ± 1,6 ^a	15,8 ± 2,4 ^a
<i>Ouratea hexasperma</i>	2,8 ± 1,1 ^a	2,7 ± 0,4 ^a	13,1 ± 1,8 ^a	9,1 ± 1,2 ^a	0,29 ± 0,02 ^a	0,25 ± 0,04 ^a
<i>Styrax ferrugineus</i>	1,5 ± 0,3 ^a	1,2 ± 0,1 ^a	9,0 ± 1,3 ^a	4,5 ± 0,3 ^b	0,52 ± 0,1 ^a	0,58 ± 0,20 ^a
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	0,9 ± 0,3 ^a	0,6 ± 0,1 ^a	1,4 ± 0,2 ^a	1,0 ± 0,2 ^b	0,32 ± 0,09 ^a	0,28 ± 0,08 ^a

Apêndice 3. Mineralização líquida de nitrogênio (mg.kg^{-1}) para 30 e 60 dias de incubação *in situ*, na área sem queima (SQ) e na área queimada (Q). Estão expressas as médias, desvio padrão (DP), mediana e coeficiente de variação (CV) para cada mês, dentro de cada uma das áreas estudadas.

Ano / Mês	Área	Mineralização líquida de N								
		30 dias incubação				60 dias de incubação				
		Média	DP	Mediana	CV	Média	DP	Mediana	CV	
1998	Abril	SQ	5,86	4,11	4,73	0,7	-9,18	1,73	-9,65	-0,19
		Q	13,25	1,48	13,38	0,11	-16,19	4,34	-17,19	-0,27
	Maio	SQ	6,79	5,35	5,91	0,79	6,33	8,16	3,95	1,29
		Q	-11,84	5,6	-12,27	-0,47	4,88	3,06	3,83	0,63
	Junho	SQ	-0,77	6,74	1,05	-8,74	3,28	3,01	2,66	0,92
		Q	5,16	3,18	4,73	0,62	-1,06	5,18	-1,04	-4,89
	Julho	SQ	1,34	3,04	0,32	2,26	-3,17	3,57	-3,71	-1,13
		Q	-0,97	4,35	0,73	-4,51	2,34	3,96	3,02	1,69
	Agosto	SQ	5,71	4,44	4,08	0,78				
		Q	7,25	6,26	8,53	0,86				
	Setembro	SQ	-5,79	9,5	-7,85	-1,64	-11,41	9,22	-9,12	-0,81
		Q	-21,94	8,33	-23,13	-0,38	-7,94	7,02	-6,2	-0,88
	Outubro	SQ	-0,09	4,48	0,20	-49,42	0,27	4,09	0,24	15,24
		Q	0,18	4,27	1,65	23,26	-4,49	1,72	-4,46	-0,38
	Novembro	SQ	1,33	3,6	0,34	2,71	4,4	3,31	0,75	5,38
		Q	-1,25	1,14	-1,74	-0,92	3,55	4,68	1,32	2,44
	Dezembro	SQ	12,4	3,75	12,56	0,3	-4,86	2,83	-3,87	-0,58
		Q	8,59	1,33	8,82	0,15	-4,5	1,85	-4,67	-0,41
1999	Janeiro	SQ	7,33	3,67	7,65	0,5	-3,96	4,99	-4,72	-1,26
		Q	2,86	3,07	1,97	1,07	5,77	2,44	6,48	0,42
	Fevereiro	SQ	11,65	4,78	13,38	0,41	-8,61	2,52	-8,11	-0,29
		Q	10,16	3,64	11,02	0,36	-9,25	4,08	-9,05	-0,44
	Março	SQ	0,21	2,73	0,22	12,71	-4,61	2,78	-5,01	-0,6
		Q	-0,21	1,32	-0,35	-6,39	-8,79	2,58	-8,97	-0,29

Apêndice 4. Tabelas de mineralização de nitrogênio.

A. Concentrações médias de N inorgânico (mg.kg^{-1} PS) e taxas de mineralização líquida de N (mg.kg^{-1} mês) para vários ecossistemas. A mineralização líquida está transformada para 30 dias, assumindo linearidade ao longo do período de incubação. Em parênteses está o erro padrão (EP).

Vegetação / local	Anos desde última queima	N- NO_3 (EP)	N- NH_4^+ (EP)	Ni (EP)	Mineralização líquida	Método	Descrição do método	pH (H_2O)	Profundidade de do solo (cm)	Razão C/N	Referência Bibliográfica
<i>Pinus ponderosa</i> / Novo México		2,99	38,9	41,9		Vitousek 1982	Amostra composta incubada a 20°C		Solo orgânico		White 1986
<i>Pinus ponderosa</i> / Novo México		3,73	4,91	8,64					Solo mineral (0-15)		White 1986
<i>Pinus ponderosa</i> / Novo México	Após o fogo	21,1	74,3	94,5					Solo orgânico		White 1986
<i>Pinus ponderosa</i> / Novo México	10 meses	6,06	5,16	11,2					Solo mineral (0-15)		White 1986
Floresta eucalipto / SE Austrália	51 anos	5,4		17,0	6,99	Adams & Attiwill 1986	Incubação <i>in situ</i> em tubos de PVC tampados (1 mês)	4,7	0 - 5		Adams & Attiwill 1986
Eucalipto / SE Austrália	Após o fogo	19,4		76,7	5,22				0 - 5		Adams & Attiwill 1986
Floresta eucalipto / SE Austrália	77 anos	0,2		6,5	1,44			5,1			Adams & Attiwill 1986
Eucalipto / SE Austrália	Após o fogo	0,5		35,8	0,75				0 - 5		Adams & Attiwill 1986
Plantação de <i>P. radiata</i> / SE Austrália		0,2 (0,2)	2,2 (1,2)	2,4 (1,3)		Raison <i>et al.</i> 1987	Tubos de aço abertos incubados <i>in situ</i> (70 dias)	5,2	0 - 5		Raison <i>et al.</i> 1987
Floresta tropical / Costa Rica											Vitousek & Matson 1988

Floresta tropical / Costa Rica	57 - 146									Vitousek & Matson 1988	
Floresta terra firme / Panamá	17 - 41									Vitousek & Matson 1988	
Floresta terra firme / Brasil	26 - 34									Vitousek & Matson 1988	
Floresta terra firme / Brasil	9 - 40									Marrs <i>et al.</i> 1991	
Mediterrânea - SE Austrália	3 meses	60,8	37,3						5,3	50 mm	Stewart 1993
Mediterrânea / SE Austrália	20 anos	42,2	47,6						5,3	50 mm	Stewart 1993
Arbustiva / Espanha	30 anos			9,6					KCl: 3,5		Prieto-Fernandez <i>et al.</i> 1993
Arbustiva / Espanha	1 mês após queima			130					3,8	0 - 5	Prieto-Fernandez <i>et al.</i> 1993
Floresta <i>Eucalyptus</i> / SE Austrália	SEM queima									0 - 5	Bauhus <i>et al.</i> 1993
Floresta <i>Eucalyptus</i> / SE Austrália	Após corte-queima			8,5	6,2				KCl: 4,05	0 - 5	Bauhus <i>et al.</i> 1993
Floresta secundária / Costa Rica		3,61	5,11		59,1				4,38	0 - 15	Montagnini & Sancho 1994
Pastagem abandonada / Costa Rica		0,87	5,04		24,9				4,72		Montagnini & Sancho 1994
Arbustiva / Espanha	32 anos	2,61	3,34		16,3				8,1	0 - 5	Carreira <i>et al.</i> 1994
Arbustiva / Espanha	4 anos	1,21	14,1		23,1				8,0	0 - 5	Carreira <i>et al.</i> 1994

Floresta Amazônica / RO - Brasil	5,0 (7 dias)	Sacos enterrados	4,8	0 - 5	Piccolo <i>et al.</i> 1994
Floresta Amazônica / RO - Brasil	7,0 (7 dias)	PVC fechado	4,8	0 - 5	Piccolo <i>et al.</i> 1994
Pastagem / RO - Brasil	- 1,0 (7 dias)	PVC fechado	6,4	0 - 5	Piccolo <i>et al.</i> 1994
	3 anos				
Floresta de Pinus / Itália	3,3		7,9	0 - 5	Dumontet <i>et al.</i> 1996
Floresta de Pinus / Itália	8,3		7,8	0 - 5	Dumontet <i>et al.</i> 1996
Após o fogo					
Plantação <i>Eucalyptus</i> / MG - Brasil	6,61		5,1	0 - 10	Gama-Rodrigues <i>et al.</i> 1997
Plantação <i>Pinus</i> / MG - Brasil	8,80		4,1	0 - 10	Gama-Rodrigues <i>et al.</i> 1997
Floresta Amazônica / RO - Brasil	13,7	Após o fogo	8,8	0 - 5	Piccolo <i>et al.</i> 1994
Floresta Amazônica / RO - Brasil	10,0		2,1	0 - 5	Neill <i>et al.</i> 1999
Pastagem / RO - Brasil	15,2	Após o fogo	7,3		Neill <i>et al.</i> 1999
Pastagem / RO - Brasil	22,8		31,7		Neill <i>et al.</i> 1999
			5,8	13,8	Neill <i>et al.</i> 1999

B. Estimativa anual de mineralização de N para vários ecossistemas.

Vegetação / local	Anos desde última queima	Mineralização líquida	Método	Descrição do método	pH (H ₂ O)	Razão C/N	Profundidade de solo (cm)	Referência *
Savana / Mn - EUA		4,2 (0,47) g. m ⁻² .ano ⁻¹	Rapp <i>et al.</i> 1979	Tubos de PVC de 15 cm	5,8	21,8	0 - 10	Zak & Grigal 1991
Floresta Carvalho / Mn - EUA		8,6 (0,92) g. m ⁻² .ano ⁻¹			5,8	22,1	0 - 10	Zak & Grigal 1991
Floresta <i>Eucalyptus</i> / Austrália	25 anos	16,1 kg. ha. ano ⁻¹	Raison <i>et al.</i> 1987		4,3	27,4	0 - 10	Hossain <i>et al.</i> 1995
Floresta <i>Eucalyptus</i> / Austrália	Queima a cada 7 anos	10,7 kg. ha. ano ⁻¹						Hossain <i>et al.</i> 1995
Floresta <i>Eucalyptus</i> / Austrália	Queima a cada 2-3 anos	7,2 kg. ha. ano ⁻¹						Hossain <i>et al.</i> 1995
Floresta de carvalho / Wi - EUA		79 (8) kg. ha. ano ⁻¹	Zak & Grigal 1991	Incubação <i>in situ</i>			0 - 10	Reich <i>et al.</i> 1997
Mesic Hardwood / Wi - EUA		66 (11) kg. ha. ano ⁻¹				23,8		Reich <i>et al.</i> 1997
Conífera / Wi - EUA		48 (7) kg. ha. ano ⁻¹				24,9		Reich <i>et al.</i> 1997
Ponderosa Pine / Or - EUA	Mais de 60 anos	2 a 6,4 kg. t.a. ano ⁻¹	Raison <i>et al.</i> 1987	Incubação <i>in situ</i>		27,4	0 - 5	Monleon <i>et al.</i> 1997
Ponderosa Pine / Or - EUA	5 anos	3,5 kg. ha. ano ⁻¹						Monleon <i>et al.</i> 1997
Ponderosa Pine / Or - EUA	12 anos	2,0 kg. ha. ano ⁻¹						Monleon <i>et al.</i> 1997

* As referências: estão incluídas nas Referências Bibliográficas do capítulo 2 (página 60).