

Mineralização de Nitrogênio e Biomassa Microbiana em Solos de Mata de Galeria: efeito do gradiente topográfico



Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 88

Mineralização de Nitrogênio e Biomassa Microbiana em Solos de Mata de Galeria: efeito do gradiente topográfico

Lucilia Maria Parron
Mercedes Maria da Cunha Bustamante
Cesar Luis Coelho Prado

Planaltina, DF
2003

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Cerrados

BR 020, Km 18, Rod. Brasília/Fortaleza

Caixa Postal 08223

CEP 73310-970 Planaltina - DF

Fone: (61) 388-9898

Fax: (61) 388-9879

http\www.cpac.embrapa.br

sac@cpac.embrapa.br

Comitê de Publicações

Presidente: *Dimas Vital Siqueira Resck*

Editor Técnico: *Carlos Roberto Spehar*

Secretária-Executiva: *Nilda Maria da Cunha Sette*

Supervisão editorial: *Jaime Arbués Carneiro*

Revisão de texto: *Jaime Arbués Carneiro*

Normalização bibliográfica: *Rosângela Lacerda de Castro*

Capa: *Jussara Flores de Oliveira*

Foto da capa: *Lucília Maria Parron*

Editoração eletrônica: *Jussara Flores de Oliveira*

Impressão e acabamento: *Divino Batista de Souza /
Jaime Arbués Carneiro*

1ª edição

1ª impressão (2003): tiragem 100 exemplares

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

CIP-Brasil. Catalogação-na-publicação.
Embrapa Cerrados.

P262m Parron, Lucília Maria

Mineralização de nitrogênio e biomassa microbiana em solos de Mata de Galeria: efeito do gradiente topográfico / Lucília Maria Parron, Mercedes Maria da Cunha Bustamante, Cesar Luis Coelho Prado. – Planaltina, DF : Embrapa Cerrados, 2003.

25 p. — (Boletim de pesquisa e desenvolvimento / Embrapa Cerrados, ISSN 1676-918X ; 88)

1. Solo - umidade. 2. Solo - microbiologia. 3. Solo - nitrogênio.
4. Cerrado. I. Bustamante, Mercedes Maria da Cunha. II. Prado, Cesar Luis Coelho. III. Título. IV. Série.

631.46 - CDD 21

© Embrapa 2003

Sumário

Resumo	5
Abstract	6
Introdução	7
Material e Métodos	9
Resultados e Discussão	11
Mineralização de nitrogênio	14
Carbono da biomassa microbiana no solo	19
Conclusões	21
Referências Bibliográficas	22

Mineralização de Nitrogênio e Biomassa Microbiana em Solos de Mata de Galeria: efeito do gradiente topográfico

Lucilia Maria Parron¹

Mercedes Maria da Cunha Bustamante²

Cesar Luis Coelho Prado³

Resumo – A disponibilidade de nitrogênio (N) inorgânico para as plantas, geralmente, depende da taxa de mineralização da matéria orgânica. A biomassa microbiana, além de indicadora da qualidade do solo, está relacionada à disponibilização de nutrientes. Este trabalho objetivou determinar as taxas de mineralização líquida de N e o carbono da biomassa microbiana (CBM) em solos, em um gradiente topográfico de Mata de Galeria no Distrito Federal, por 12 meses. O gradiente comporta três comunidades florísticas: úmida (margem do córrego), intermediária e seca (borda da mata), nas quais a produção líquida de N inorgânico foi 81,5; 29,2 e 25,3 kg N ha⁻¹ano⁻¹, respectivamente. A quantidade de N-NO₃⁻ disponível na comunidade úmida foi 0,69 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ano⁻¹, na intermediária observou-se imobilização (-0,37 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ano⁻¹) e na seca o balanço líquido foi zero. Os valores de CBM na comunidade úmida foram maiores (1696 a 2355 mg C kg solo⁻¹) que na intermediária (1132 a 2332 mg C kg solo⁻¹) e seca (1107 a 2080 mg C kg solo⁻¹). A mineralização de N e o CBM foram relacionados à umidade do solo, função do gradiente topográfico. Observou-se uma dinâmica sazonal de mineralização do N e CBM com redução no período mais seco.

Termos para indexação: bioma Cerrado, ciclagem de nutrientes, nitrificação, umidade do solo.

¹ Biól., D.Sc., Embrapa Cerrados, lucilia@cpac.embrapa.br

² Biól., Ph.D., Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, mercedes@unb.br

³ Graduando, Departamento de Agronomia, UPIS

Nitrogen Mineralization and Microbial Biomass of Soils in a Gallery Forest of Cerrado Biome: effect of topographic gradient

Abstract – *The inorganic nitrogen (N) available to plants, generally, depends on mineralization rate of organic matter. The microbial biomass, besides indicating quality of the soil, is related to nutrient availability. This study aimed to determine the rate of net nitrogen mineralization and the levels of microbial biomass carbon (MBC) in soils, in a topographic gradient of a Gallery Forest in District Federal, Brazil, for 12 months. Three transects were marked defining the wet (margin of the stream), intermediate and dry communities, in which net N inorganic was 81,5, 29,2 and 25,3 kg N ha⁻¹ y⁻¹, respectively. The N-NO₃⁻ available in the wet community was of 0,69 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ y⁻¹, in intermediate was immobilization (-0,37 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ y⁻¹) and in dry, the net balance was zero. The values of MBC in wet community were greater (1696 to 2355 mg C kg soil⁻¹) than in intermediate (1132 to 2332 mg C kg soil⁻¹) and dry community (1107 to 2080 mg C kg soil⁻¹). Net nitrogen mineralization and MBC were related to soil humidity, a function of topographic gradient. There was seasonal dynamics of net nitrogen mineralization and MBC with reduction in driest period.*

Index terms: Cerrado biome, riparian forest, nutrient cycling, nitrification, soil moisture.

Introdução

Matas de Galeria são formações florestais que acompanham o curso de pequenos rios e córregos, formando corredores fechados (galerias) sobre o curso d'água. A lixiviação de nutrientes, a erosão geológica e a deposição coluvial de materiais resultantes de intemperismo são as principais causas das diferenças de fertilidade dos solos sob Matas de Galeria e de outras fitofisionomias do bioma Cerrado [\(Correia et al., 2001\)](#). Solos que permanecem úmidos durante a maior parte do ano apresentam uma camada de matéria orgânica mais espessa que os bem drenados, resultando em decomposição mais lenta dos restos vegetais. Quando a água permanece perto da superfície ou alaga o solo durante a maior parte do ano, ocorre uma camada superficial escura, com alto teor de matéria orgânica, acompanhada por camadas de gleização na subsuperfície. Onde há declividade, a saturação de água não é permanente e não há a formação de camadas escuras na superfície, tampouco, camadas de gleização no perfil [\(Haridasan, 1998\)](#).

A entrada de nitrogênio (N) no ciclo biológico ocorre via deposição atmosférica de compostos nitrogenados, principalmente amônio, pela mineralização da matéria orgânica e pela fixação biológica de N_2 (FBN) [\(Schlesinger, 1997\)](#). A alternância de ciclos de seca e chuva acelera a ciclagem de N disponível no solo e as flutuações na umidade induzem oscilações na população de microorganismos, resultando em pulsos de liberação de nutrientes que influenciam a assimilação de nutrientes limitantes pelas plantas [\(Orians et al., 1996\)](#).

Os componentes orgânicos do solo incluem resíduos de plantas e animais, biomassa microbiana, constituintes de metabólitos microbianos e paredes celulares adsorvidas em colóides e húmus [\(Campbell et al., 1984\)](#). A disponibilidade de N para as plantas é limitada pela mineralização e nitrificação da matéria orgânica do solo. Pela mineralização, as formas orgânicas de N são convertidas em amônio (NH_4^+) e depois em nitrato (NO_3^-), via nitrificação pelas bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* [\(Moreira & Siqueira, 2002\)](#).

As formas de N inorgânico (NH_4^+ e NO_3^-) são assimiladas pela população microbiana do solo e pelas plantas. Sua disponibilidade para as plantas depende da taxa de mineralização. Se a demanda pela biomassa microbiana for alta, a

concentração de N no solo declina, o que é chamado de imobilização. O aumento das concentrações de N inorgânico no solo, que ocorre quando a demanda pela população microbiana é reduzida, representa a mineralização líquida ([Schlesinger, 1997](#)), um índice de disponibilidade de N para as plantas. A liberação de N pode também ocorrer devido à limitação da comunidade microbiana por carbono. As taxas de mineralização líquida de N são utilizadas como indicadores da fertilidade do solo e podem refletir o potencial de perdas de N por lixiviação ou pela emissão de gases ([Vitousek & Matson, 1985](#)).

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

Medidas de carbono (C) da biomassa microbiana do solo em uma grande variedade de ecossistemas terrestres (Buchmann et al., 1997; [Arunachalam et al., 1998](#); [Zhang & Zak, 1998](#); [Mendes & Vivaldi, 2001](#); [Priess & Folster, 2001](#)) podem ser utilizadas para estimar flutuações da biomassa microbiana na dinâmica da matéria orgânica do solo ([Ross, 1990](#)).

A umidade do solo tem importante função na atividade microbiana e na dinâmica do ciclo de nutrientes ([Zhang & Zak, 1998](#); [Arunachalam et al., 1998](#)) e, provavelmente, é um fator significativo na composição e na densidade da cobertura vegetal. O gradiente topográfico também afeta o ciclo de C e N microbianos ([Tracy & Frank, 1998](#)). A transição da estação chuvosa para a seca (e vice-versa) provavelmente exerce efeito significativo na atividade microbiana e na dinâmica da ciclagem de nutrientes nos solos das Matas de Galeria.

Visando a compreender o funcionamento de solos em Matas de Galeria, este estudo tem como objetivos determinar as taxas de mineralização líquida de nitrogênio e o carbono da biomassa microbiana em solos, em um gradiente topográfico na Mata de Galeria do Córrego Pitoco, no Distrito Federal, e como esses componentes são afetados pela umidade do solo e sazonalidade.

Material e Métodos

O experimento foi realizado entre agosto de 2001 e julho de 2002, numa área de 100 x 100 m², próxima à cabeceira da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE (15°56'41''S e 47°56'07''W), unidade de conservação de 1.500 ha, localizada no Distrito Federal. A Mata de Galeria do Córrego Pitoco é mais larga na cabeceira (160 m) e estreita na foz (≤ 120 m) ([Silva Júnior, 1995](#)). A declividade varia entre 6 e 15 graus. Foram definidas três comunidades florísticas de acordo com a posição no gradiente topográfico: comunidade úmida (margem do córrego), comunidade intermediária e comunidade seca (borda da mata).

Os solos na comunidade úmida foram classificados como Gleissolo Háptico Distrófico A moderado, textura muito argilosa, fase Mata de Galeria, relevo plano a suave-ondulado, substrato metarritmito argiloso e nas comunidades intermediária e seca, como Latossolo Amarelo Distrófico A moderado, textura muito argilosa, fase Mata de Galeria, relevo suave-ondulado, substrato metarritmito argiloso.

Na estimativa da mineralização e imobilização de N, usou-se o método da incubação *in situ*, descrito por [Adams & Attiwill \(1986\)](#).

Mensalmente, nas três comunidades, dez amostras de solo da profundidade entre 0-5 cm (denominadas T₀) foram coletadas com tubos de PVC (10 cm comprimento x 5 cm diâmetro), separados entre si por 50 metros. Essa profundidade foi baseada em estudos que indicam taxas de mineralização líquida de N maiores na superfície ([Piccolo et al., 1994](#); [Neill et al., 1999](#)).

Amostras de solo, adjacentes às anteriores (denominadas T₁), foram incubadas *in situ* nos tubos de PVC cobertos com uma placa de petri e coletadas depois de uma semana. Em todas as amostragens, foram coletadas três amostras de solo por comunidade, para determinação do teor de umidade pelo método gravimétrico.

O N mineral das amostras de solo fresco foi extraído com KCl 2M, e as taxas de produção de N mineral *in situ* foram determinadas por colorimetria de amônio (modificação do método azul indofenol) e nitrato (método do ácido salicílico) ([Forster, 1995](#)). As taxas de mineralização e nitrificação foram calculadas como a diferença entre as concentrações de N inorgânico nas amostras incubadas (T₁) e amostras iniciais (T₀), da seguinte maneira:

Nitrogênio mineralizado (mg N kg solo^{-1}) = $(\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-)$

$T_1 - (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-) T_0$

Nitrificação (mg N kg solo^{-1}) = $(\text{N-NO}_3^-) T_1 - (\text{N-NO}_3^-) T_0$

Os valores obtidos foram multiplicados por quatro semanas e pela densidade aparente dos solos na profundidade 0-5 cm (0,41; 0,51 e 0,67 g cm^{-3} , nos solos das comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente), para estimar a produção anual líquida de N inorgânico. Esse procedimento permite medir o balanço líquido entre mineralização e imobilização e estimar a dinâmica de N no solo. O pH do solo nas três comunidades foi medido em água, CaCl_2 0,01 M e KCl 1 M (relação solo:solução de 1:2,5) nas estações seca e chuvosa.

O C da biomassa microbiana foi estimado por fumigação e incubação com clorofórmio (CFI). Esse método, proposto por [Jenkinson & Powlson \(1976\)](#), estima o C pela diferença das taxas de liberação do CO_2 , entre amostras de solos fumigados e não fumigados e permite avaliar as taxas de respiração do solo.

O trabalho foi realizado mensalmente, nas amostras frescas T_0 , coletadas para determinação de N inorgânico. Para cada comunidade (úmida, intermediária e seca), foram utilizadas três amostras compostas de três subamostras, peneiradas em malha de 2 mm.

Para cada amostra, foram preparadas seis repetições analíticas de solo, acondicionadas durante sete dias, a 100% da capacidade de campo. No sexto dia, três repetições de cada amostra eram fumigadas com clorofórmio livre de álcool (CHCl_3) por 24 horas. Depois da evacuação do clorofórmio, amostras fumigadas e não fumigadas eram incubadas a 25 °C por 10 dias, em frascos hermeticamente fechados, contendo em seu interior, vidros com 10 mL de KOH 1 N. O vapor de clorofórmio promove a morte de grande parte dos microorganismos das amostras fumigadas; durante a incubação, os sobreviventes promovem a decomposição da biomassa morta. O fluxo de evolução de CO_2 , que ocorre em função da mineralização de células microbianas mortas, é diretamente proporcional ao estoque de C da população de microorganismos. A quantidade de CO_2 evoluída das amostras fumigadas e não fumigadas foi determinada por titulação com HCl 0,3 M, utilizando fenolftaleína como indicador.

Para o cálculo do C da biomassa microbiana, foi utilizada o $K_c = 0,41$ ([Anderson & Domsch, 1978](#)), correspondente a 41 % de C mineralizado durante a incubação. Esse fator é dependente da porcentagem de fungos e bactérias e pode variar de acordo com os diferentes solos ([Ross, 1990](#)).

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

Resultados e Discussão

A umidade dos solos variou durante o ano de 40% a 84%, 26% a 71% e 28% a 56% nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente ([Figura 1](#)). Os menores valores foram registrados nos meses sem precipitação (junho e julho de 2002) e os maiores em fevereiro. O pH médio dos solos das três comunidades não variou entre as estações chuvosa e seca, quando medido em água (4,5 e 4,6) e em CaCl_2 (3,5 e 3,6), mas diferiu em KCl (3,9 e 2,8) ($p < 0,05$). ([Figura 2](#)). Na estação chuvosa, o pH apresentou pouca variação entre as comunidades, contudo, na estação seca, o pH nas comunidades apresentou seqüência seca > intermediária > úmida e essa diferença foi mais evidente quando medido em KCl ([Figura 2](#)). O pH em CaCl_2 reduz ou evita variação sazonal já que, normalmente, o mesmo solo pode apresentar pH em água menor na estação seca que na estação chuvosa ([Tomé Jr., 1997](#)).

O pH em água, geralmente, é maior que o pH em CaCl_2 , em solos ácidos com diferença de até 1,0; em solos próximos à neutralidade, os dois valores podem ser iguais. Solos com pH muito ácido (pH em CaCl_2 menor que 4,5 e em água menor que 5,0), geralmente, apresentam deficiência em P, baixos teores de Ca e Mg, toxidez por Al, disponibilidade dos micronutrientes Fe, Cu, Mn e Zn, alta lixiviação de cátions e baixa saturação de bases, podendo ocorrer limitação na decomposição da matéria orgânica do solo ([Tomé Jr., 1997](#)).

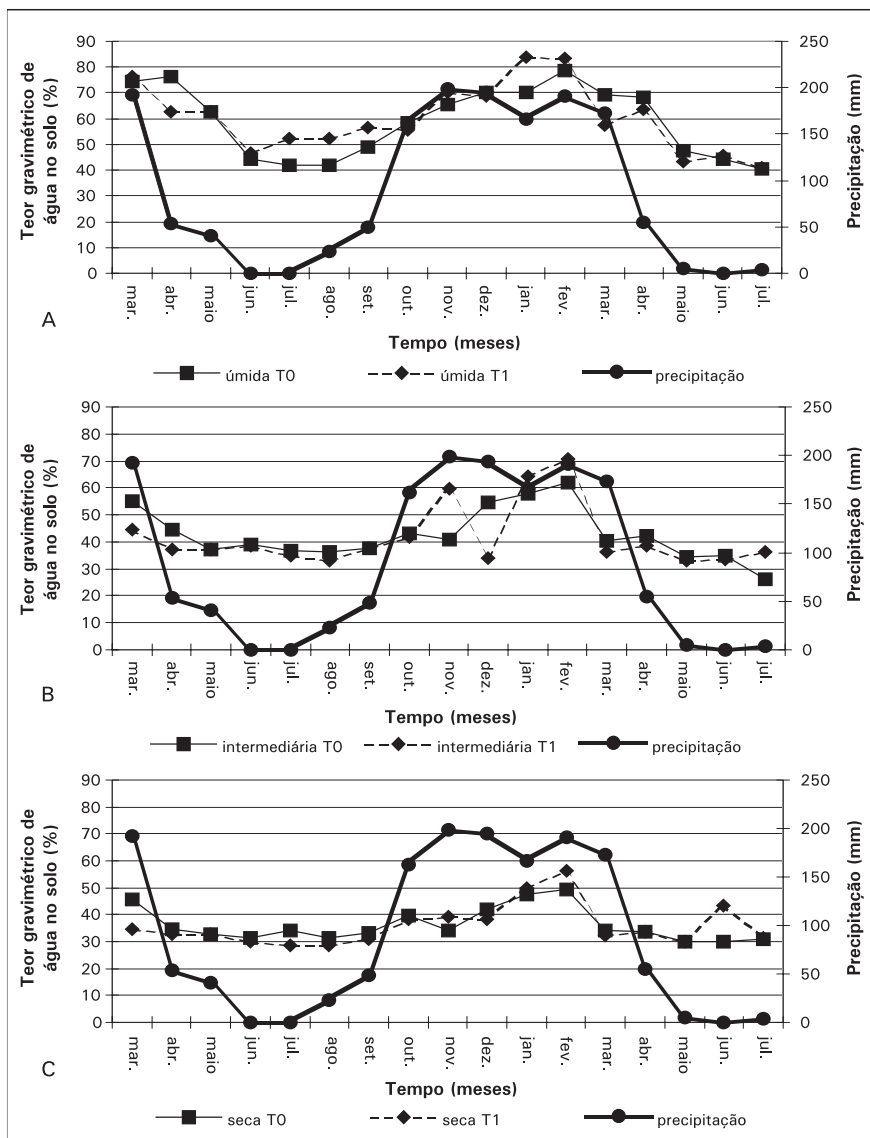


Figura 1. Teor gravimétrico de água no solo ($n=3$) entre 0-5 cm de profundidade, nas amostras T₀ (coleta inicial) e T₁ (coleta no 7º dia), das comunidades úmida (A), intermediária (B) e seca (C) e precipitação mensal (mm) na Estação Climatológica da Reserva Ecológica do IBGE (15° 56' 41 "S 47° 53' 7" W) (março de 2001 a julho de 2002).

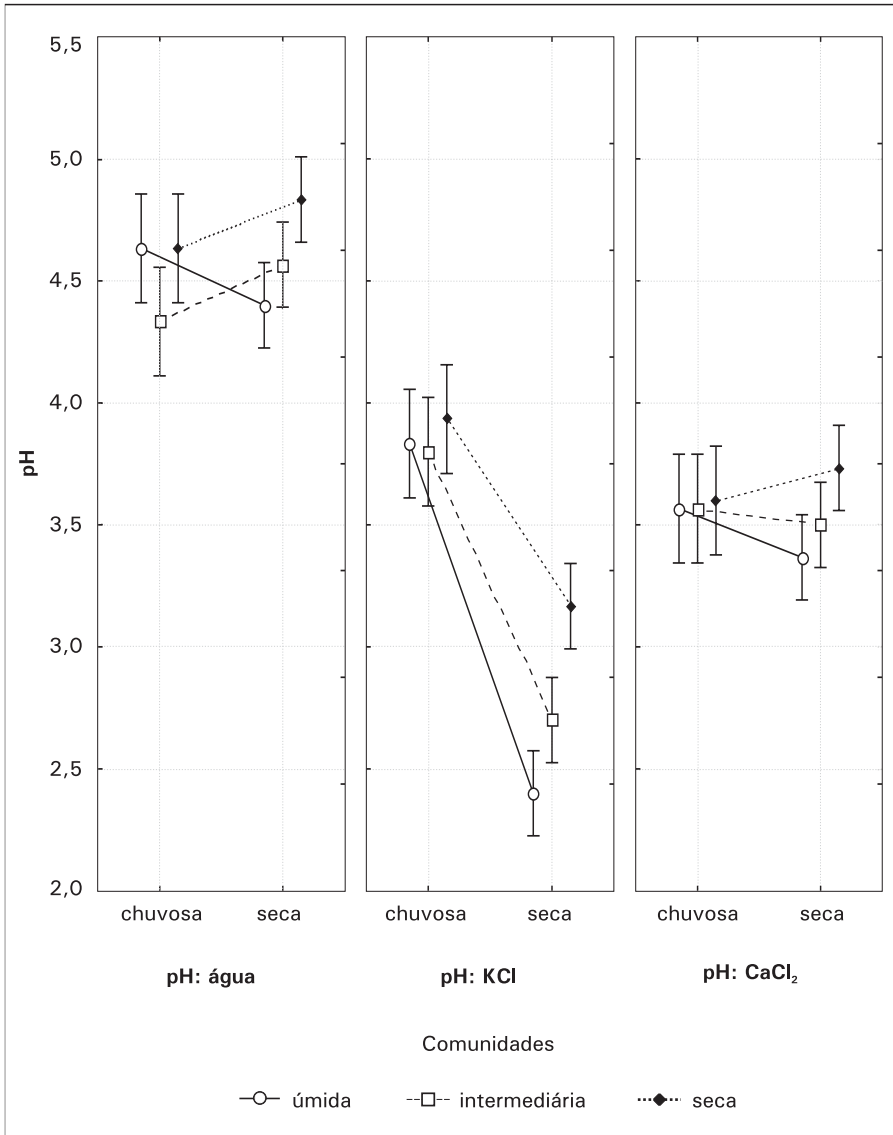


Figura 2. pH do solo em água, KCl e CaCl₂ (0-5 cm de profundidade), de solos das comunidades úmida, intermediária e seca da Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE. Amostragem na estação chuvosa (fevereiro de 2002) e estação seca (julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% (n=3).

Mineralização de nitrogênio

A forma de N inorgânico dominante foi N-NH_4^+ . As concentrações durante a maior parte do ano foram, em média, 30, 21,1 e 17,8 mg kg^{-1} de solo seco, nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente, com menores valores em fevereiro e março de 2002 ([Figura 3](#)). Por outro lado, as concentrações de N-NO_3^- apresentaram comportamento sazonal nas três comunidades, com valores maiores no pico da estação chuvosa, isto é, entre janeiro e março (média de 1,3; 0,6 e 0,5 mg kg^{-1} de solo seco nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente). As baixas concentrações de N-NO_3^- , encontradas durante a maior parte do ano, podem indicar maior demanda pela microbiota do solo e pelas raízes das plantas ou baixa produção de N nessa forma. Em solos de ecossistemas tropicais, têm sido registradas alta amonificação e baixa nitrificação ([Neill et al., 1997](#); [Nardoto, 2000](#); [Sierra & Marbán, 2000](#)). No Cerrado, a concentração de N-NO_3^- disponível no solo variou entre 1,5 e 2,8 mg kg^{-1} ; a de amônio, entre 3 e 34 mg kg^{-1} , em áreas queimadas; e 3 e 22 mg kg^{-1} em áreas sem queima. Os níveis de N inorgânico foram maiores na estação seca devido à acumulação de amônio no solo ([Nardoto & Bustamante, 2003](#)).

As taxas de nitrificação apresentaram uma tendência de variação entre as comunidades, porém, as diferenças não foram significativas (análise de medidas repetidas $F = 1,63$; $p = 0,21$) ([Figura 4](#)). A produção líquida de N-NO_3^- na comunidade úmida foi de 0,69 $\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ enquanto na comunidade intermediária observou-se imobilização (-0,37 $\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e na comunidade seca o balanço líquido foi zero. A maior taxa ocorreu em fevereiro para as três comunidades. Possivelmente, a imobilização é rápida nos solos de Mata de Galeria, e o processo de nitrificação líquida é subestimado.

A produção líquida de N por mineralização foi estimada em 81, 29 e 25 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas comunidades úmida, intermediária e seca, respectivamente. Na primeira, houve taxas positivas de mineralização durante a maior parte do ano, exceto nos meses de abril, julho e agosto ([Figura 5](#)). As maiores taxas ocorreram em janeiro, coincidindo com a grande disponibilidade de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo ([Figura 3](#)). Nessa comunidade, maiores taxas de mineralização e menor produção de biomassa de serapilheira indicam forte influência da umidade do solo sobre esses processos (Parron, 2004).

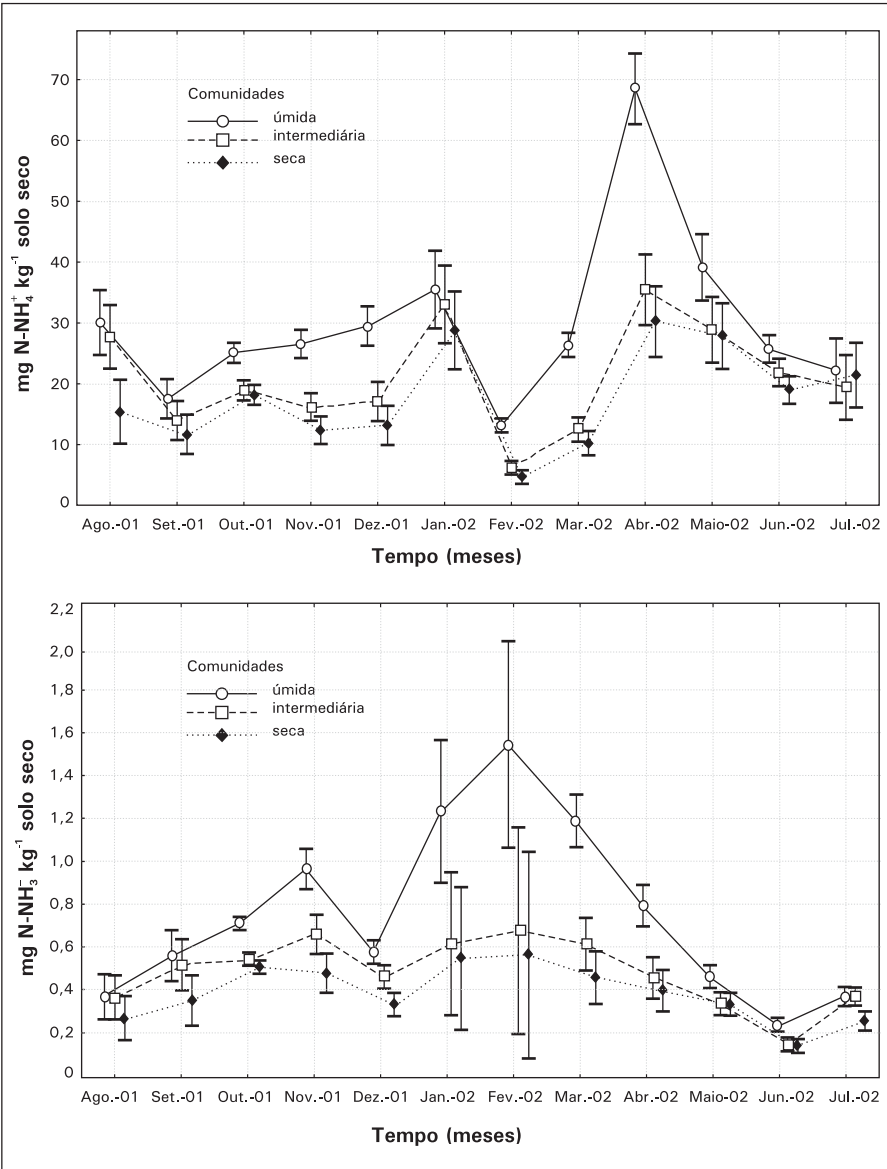


Figura 3. Concentrações médias de nitrogênio inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻), em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% (n=10).

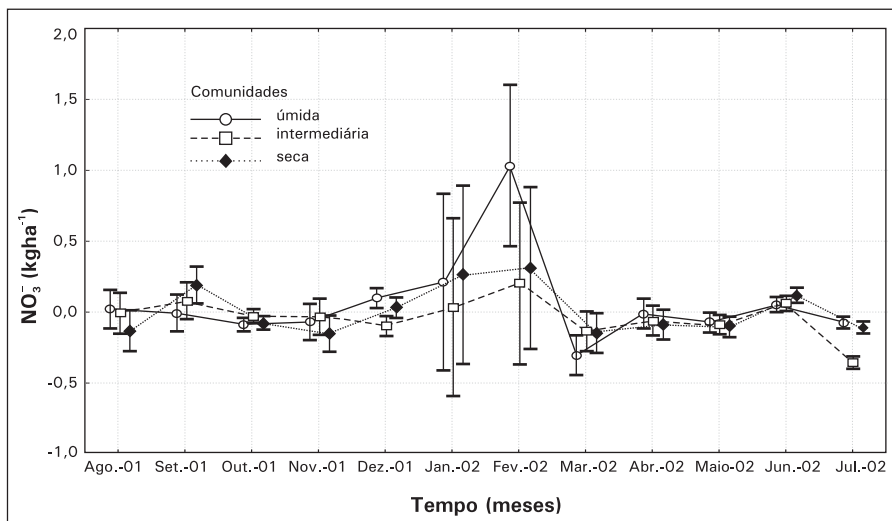


Figura 4. Nitrificação líquida (N-NO_3^-) em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% ($n=10$).

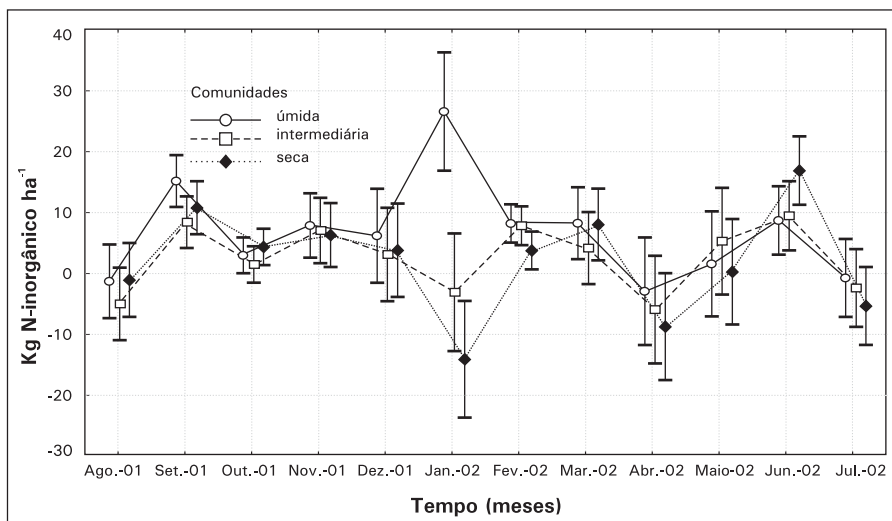


Figura 5. Mineralização líquida de nitrogênio (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) em solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% ($n=10$).

As diferenças na mineralização líquida anual de N foram significativas entre a comunidade úmida e as duas outras que não diferiram entre si (análise de medidas repetidas, $F = 7,20$; $p = 0,003$). As diferenças entre os meses mostraram abril como o mês com menores valores e junho o mês com maiores valores de mineralização (análise de medidas repetidas, $F = 8,81$; $p = 0,0$). A interação meses *versus* comunidade mostrou que outubro, novembro, dezembro, fevereiro, março e maio apresentaram taxas de mineralização semelhantes e entre comunidades (análise de medidas repetidas, $F = 3,91$; $p = 0,0$). ([Figura 5](#)).

As taxas de mineralização de N em áreas de Cerrado na Reserva Ecológica do IBGE variaram entre $3,8 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em área queimada e $14,7 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em área não queimada ([Nardoto, 2000](#); [Nardoto & Bustamante, 2003](#)). Em Cerrado semelhante, as taxas de mineralização foram $8,9 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em área queimada e $14,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em área não queimada ([Viana, 2002](#)). Os dados indicam maior ciclagem de N em Mata de Galeria que no Cerrado adjacente.

A mineralização de N está correlacionada com características do solo, como N total, N mineral inicial e razão C/N ([Persson & Wirén, 1995](#)). Os estoques de N e razão C/N na camada 0-5 cm dos solos das três comunidades, estão relacionados à taxa de mineralização de N. A maior razão C/N na comunidade seca pode indicar que a decomposição de material orgânico é mais lenta, disponibilizando menor quantidade de N. Em florestas temperadas, as taxas de mineralização líquida não se correlacionaram com o N do solo e da serapilheira, mas com a relação C/N da superfície do solo ([Prescott et al., 2000](#)). Em floresta boreal, houve maiores taxas de mineralização da superfície do solo de plantas decíduas em relação a coníferas, devido à qualidade da matéria orgânica (C/N, lignina/N, lignina, N total) ([Ste-Marie & Paré, 1999](#)).

O baixo pH, freqüentemente, é associado à baixa nitrificação, acreditando-se que, em solos ácidos, a oxidação microbiológica de N-NH_4^+ a N-NO_3^- seja ausente e que a acumulação de N-NO_3^- necessite de calagem ou outro corretivo que aumente o pH ([Ste-Marie & Paré, 1999](#)). Todavia, a atividade de nitrificação pode ocorrer em solos ácidos, inclusive, em áreas agrícolas, florestas decíduas e pastagens naturais ([Robertson, 1982](#)). [Sierra & Marbán \(2000\)](#) consideram que o pH tem efeito pequeno na taxa de nitrificação em solos tropicais, aparentemente, devido à adaptação microbiana. A presença de inibidores naturais (ácidos fenólicos, flavonóides e terpenóides) freqüentemente, observados em solos ácidos de florestas, poderia ser responsável pela ausência local de

nitrificação e por sua variabilidade espacial e temporal (De Boer & Kowalchuk, 2001). Esses inibidores podem ser liberados de raízes e serapilheira de plantas, ou produzidos por fungos.

A mineralização de N é um processo microbiano que é influenciado não só pela quantidade e qualidade da matéria orgânica (Melillo et al., 1982), mas também pelas condições ambientais do solo, principalmente, temperatura e umidade (Gonçalves & Carlyle, 1994; Knoepp & Swank, 2002). A topografia do terreno, a quantidade de matéria orgânica e propriedades físicas da superfície do solo, como densidade, textura e porosidade, têm forte influência nas diferentes taxas de nitrificação e mineralização verificadas nas comunidades (Hook & Burke, 2000). A textura da superfície do solo (0-5 cm) entre as comunidades difere nos teores de argila, silte e areia fina, mas não em areia grossa (Tabela 1). Embora a textura e a densidade aparente na comunidade úmida sejam distintas das demais, as concentrações de C, N e P dos solos da superfície não diferem significativamente ($p < 0,05$). As maiores taxas de nitrificação e mineralização, que ocorrem na comunidade úmida, demonstram a importância de considerar as variações topográficas e de drenagem para avaliação do funcionamento dos sistemas de Matas de Galeria.

Tabela 1. Características químicas e físicas dos solos (camada entre 0 e 5 cm) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002).

Caracterização dos solos/ Comunidade	úmida	intermediária	seca
Mineralização (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	81,5	29,2	25,3
Nitrificação (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,69	-0,37	0
C (Mg ha ⁻¹)	21,7	24,5	19,1
N (Mg ha ⁻¹)	1,4	1,5	1,3
C/N*	15,9	16,9	17,1
P(kg ha ⁻¹)	1,0	0,97	1,2
Argila (%)	47,5	72,1	58,2
Silte (%)	21,1	12,1	17,0
Areia grossa (%)	6,0	8,7	4,8
Areia fina (%)	25,5	10,2	19,9
Densidade aparente (g cm ⁻³)	0,41	0,51	0,67

*C/N calculado com base nos valores de concentração de C e N nos solos.

A relação positiva entre os processos de mineralização de N e nitrificação, observada quando as comunidades são comparadas, pode ser explicada pelo estoque de amônio fornecido pela mineralização líquida de N ([Sierra & Marbán, 2000](#)), que promove um aumento do pH do solo ([Olsson & Falkengren-Grerup, 2000](#)), e por processos abióticos, que regulam ambos processos.

Carbono da biomassa microbiana no solo

Durante o ano, dentro de cada comunidade, o C da biomassa microbiana variou em função da umidade do solo e da distribuição sazonal da precipitação ([Figuras 1 e 6](#)).

Nos solos da comunidade úmida, onde o lençol freático é mais próximo da superfície (cerca de 150 cm) e há maior porcentagem de matéria orgânica, os níveis de C da biomassa microbiana foram maiores (1696 a 2355 mg C kg solo⁻¹) que nos solos das comunidades intermediária (1132 a 2332 mg C kg solo⁻¹) e seca (994 a 1797 mg C kg solo⁻¹), porém, não foram significativos (análise de medidas repetidas, $F = 1,84$; $p = 0,24$) ([Figura 6](#)). Nas três comunidades, os maiores valores ocorreram em dezembro, entretanto, na comunidade úmida, houve pouca variação durante o ano, enquanto maiores variações sazonais ocorreram nas outras duas. Durante os meses de agosto e setembro (estação seca), os níveis da biomassa microbiana na comunidade úmida foram, em média, o dobro dos níveis na comunidade seca. As diferenças entre os meses foram significativas (análise de medidas repetidas, $F = 5,44$; $p = 0,0$) assim como a interação entre meses e comunidade (análise de medidas repetidas, $F = 1,72$; $p = 0,046$). Esse padrão estacional foi semelhante aos obtidos em florestas da Austrália e da Venezuela ([Maggs & Hewett, 1990](#); [Priess & Folster, 2001](#)). Wardle et al. (1999) mostraram que o C da biomassa microbiana do solo é positivamente correlacionado com o teor de umidade do solo.

A umidade do solo é fator determinante na atividade ou eficiência dos microorganismos do solo, mais do que nutrientes essenciais como N, P e Ca ([Priess & Folster, 2001](#)). Em um estudo realizado por esses autores, a adição de Ca^{2+} , NO_3^- e PO_4^{3-} , num solo tropical deficiente nesses minerais, não produziu efeito consistente, indicando que florestas tropicais, que crescem em solos pobres em nutrientes, apresentam um ciclo quase fechado, isto é, raízes e microorganismos do solo são muito eficientes na absorção de nutrientes.

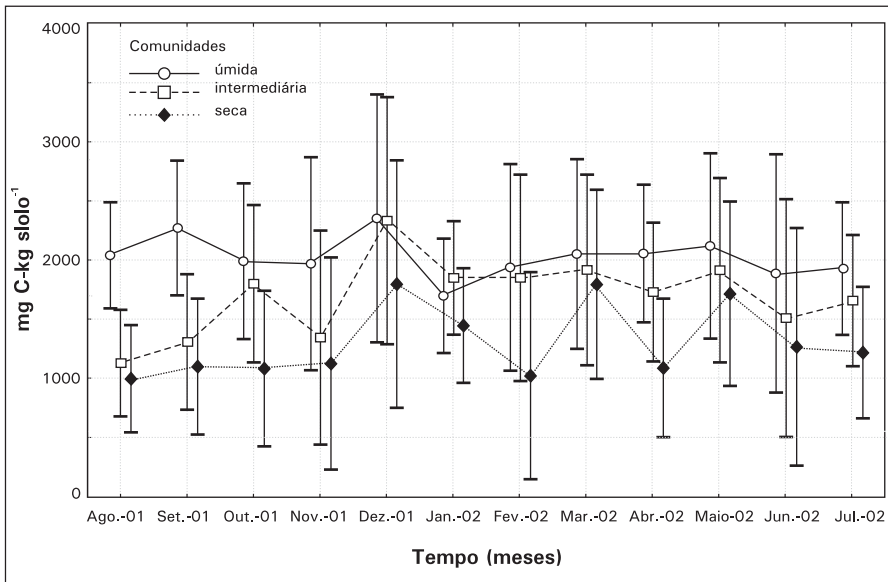


Figura 6. Carbono da biomassa microbiana dos solos (0-5 cm de profundidade) das comunidades úmida, intermediária e seca. Mata de Galeria do Córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE (agosto de 2001 a julho de 2002). As barras indicam intervalos de confiança de 95% ($n=3$).

Em solos de Mata de Galeria do Córrego Vereda Grande-DF, os níveis de C da biomassa microbiana entre 0 e 5 cm de profundidade variaram de 1100 a 1232 mg C/kg solo (Mendes & Vivaldi, 2001). Em áreas nativas de Cerrado, Viana (2002) encontrou valores entre 222 e 929 mg C kg⁻¹ solo. A maior concentração de C da biomassa microbiana na comunidade úmida pode ser consequência da maior umidade do solo que favorece o desenvolvimento das hifas fúngicas e, provavelmente, resulta em maior presença de raízes finas. Outro fator que contribui para os altos valores de C é o acúmulo de serapilheira na superfície dos solos (média = 6,1 a 7,2 ton ha⁻¹ ano⁻¹)*, rica em C, favorecendo a comunidade microbiana do solo.

A biomassa microbiana, geralmente, é sensível às mudanças que ocorrem no solo depois das chuvas (Zhang & Zak, 1998). Nas comunidades intermediária e seca, o aumento na umidade do solo, que ocorre em dezembro, em função da precipitação, é acompanhado pelo aumento em até 52% na biomassa

* Dados não publicados.

microbiana, em relação a agosto e setembro. O declínio nos valores de C da biomassa microbiana, durante janeiro e fevereiro, principalmente na comunidade úmida, coincide com o período de grande disponibilidade de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo ([Figura 3](#)). Dinâmica semelhante ocorre no Cerrado, ou seja, atividade máxima da biomassa microbiana com as primeiras chuvas e conseqüente imobilização, seguida por um período de redução da biomassa microbiana que coincide com aumento da disponibilização de N inorgânico ([Nardoto & Bustamante, 2003](#)).

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

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

Conclusões

1. A dinâmica da mineralização de N e o carbono da biomassa microbiana estão diretamente relacionados às variações de umidade do solo, que ocorrem em conseqüência do gradiente topográfico. Na comunidade úmida os valores são maiores que nas comunidades intermediária e seca.
2. A sazonalidade influencia a dinâmica da mineralização de nitrogênio e do carbono da biomassa microbiana, isto é, ocorre redução durante os meses mais secos e aumento na estação chuvosa.

Referências Bibliográficas

ADAMS, M. A.; ATTIWILL, P.M. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalyptus forests of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. **Plant and Soil**, The Hague, v. 92, p. 341-362, 1986.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. Mineralization of bacteria and fungi in chloroform fumigated soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 10, p. 207-213. 1978.

ARUNACHALAM, A.; ARUNACHALAM, K.; PANDEY, H. N.; TRIPATHI, R. S. Fine litterfall and nutrient dynamics during forest regrowth in the humid subtropics of north-eastern India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 110, p. 209-219, 1998.

CAMPBELL, C. A.; KA, E. Y. W.; WINKEMAN, G. E. Mineralization rate constants and their use for estimating nitrogen mineralization in some Canadian prairie soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 64, p. 333-343, 1984.

CORREIA, J. R.; HARIDASAN, M.; REATTO, A.; MARTINS, E. S.; WALTER, B. M. T. Influência de fatores edáficos na distribuição de espécies arbóreas em Matas de Galeria na Região do Cerrado: uma revisão. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Ed.) **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p. 51-76.

DE BOER, W.; KOWALCHUK, G. A. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 853-866, 2001.

FORSTER, J. C. Soil nitrogen. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.) **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p. 79-87.

GONÇALVES, J.L.M.; CARLYLE, J.C. Modeling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forested sandy soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 1557-1564, 1994.

GROFFMAN, P. M.; McDOWELL, W. H.; MYERS, J. C.; MERRIAM, J.L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.33, p. 1339-1348, 2001.

HARIDASAN, M. Solos de Matas de Galeria e nutrição mineral de espécies arbóreas em condições naturais. In: RIBEIRO, J. F. (Ed.) **Cerrado: matas de galeria**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. p. 17-28.

HOOK, P. B.; BURKE, I. Biogeochemistry in a shortgrass landscape: control by topography, soil texture, and microclimate. **Ecology**, Durham, v. 81, n. 10, p. 2686-2703, 2000.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.8, p. 209-213, 1976.

KNOEPP, J. D.; SWANK, W. T. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 36, p. 177-182, 2002.

MAGGS, J.; HEWETT, B. Soil and litter respiration in rainforests of contra-sting nutrient status and physiognomic structure near lake Eacham, north-east Queensland. **Australian Journal of Ecology**, Victoria, v. 15, p. 329-336, 1990.

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Durham, v. 63, p. 621-626, 1982.

MENDES, I. C.; VIVALDI, L. A. Dinâmica da biomassa e atividade microbiana em uma área sob Mata de Galeria na região do Distrito Federal. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA-SILVA, J. C. (Ed.) **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p. 665-687.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

NARDOTO, G. B. **Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de Cerrado *stricto sensu***. 2000. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) -Universidade de Brasília, Brasília.

NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. M. C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 8, p. 955-962, 2003.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; STEUDLER, P. A.; MELILLO J. M.; BRITO, M. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. **Oecologia**, Berlin, v. 110, p. 243-252, 1997.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ^{15}N pool dilution. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 567-572, 1999.

OLSSON, M. O.; FALKENGREN-GRERUP, U. Potential nitrification as an indicator of preferential uptake of ammonium or nitrate by plants in an Oak Woodland Understorey. **Annals of Botany**, London, v. 85, p. 299-305, 2000.

ORIAN, G. H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J. H. Synthesis. In: ORIAN, G. H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J. H. (Ed.). **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Berlin: Springer Verlag, 1996. p. 195-220.

PARTON, W. J.; SCHIMEL, D. S.; COLE, C. V.; OJIMA, D. S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 51, p. 1173-1179, 1987.

PERSSON, T.; WIRÉN, A. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 168-169, p. 55-65, 1995.

PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Natural abundance of ^{15}N in soils along forest-to-pasture chronosequences in the western Brazilian Amazon. **Oecologia**, Berlin, v. 99, n. 1-2, p. 112-117, 1994.

PRESCOTT, C. E.; CHAPPELL, H. N.; VESTERDAL, L. Nitrogen turnover in forest floors of coastal Douglas-fir at sites differing in soil nitrogen capital. **Ecology**, Durham, v. 81, p. 1878-1886, 2000.

PRIESS, J. A.; FOLSTER, H. Microbial properties and soil respiration in submontane forests of Venezuelan Guyana: characteristics and response to fertilizer treatments. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 503-509, 2001.

ROBERTSON, G. P. Factors regulating nitrification in primary and secondary succession. **Ecology**, Durham, v. 63, p. 1561-1573, 1982.

ROSS, D. J. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: influence of seasons, soils and calibration with the fumigation-incubation procedure. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 295-300, 1990.

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

SIERRA, J.; MARBÁN, L. Nitrogen mineralization pattern of an oxisol of Guadeloupe, French West Indies. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 64, p. 2002-2010, 2000.

SILVA JÚNIOR, M. C. **Tree communities of the gallery forests of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil**. 1995. 257 f. Thesis (PhD) - University of Edinburg, Edinburg, UK.

STATSOFT. **Statistica**: data analysis software system: version 6, 2001. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 05 ago. 2003.

STE-MARIE, C.; PARÉ, D. Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floor of a range of boreal forest stands. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 1579-1589, 1999.

TOMÉ JR, J. B. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997. 247 p.

TRACY, B. F.; FRANK, D. A. Herbivore on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem: Yellowstone National Park. **Oecologia**, Berlin, v. 114, p. 556-562, 1998.

VIANA, L. T. **Comparação das dinâmicas de mineralização de nitrogênio, biomassa e estrutura das comunidades microbianas do solo em áreas de Cerrado nativo e pastagem**. 2002. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília.

VITOUSEK, P. M.; MATSON, P. A. Disturbance, nitrogen availability and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. **Ecology**, Durham, v. 66, p. 1360-1378, 1985.

VIVALDI, L. J. **Análise de experimentos com dados repetidos ao longo do tempo ou espaço**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1999. 52 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 8).

WARDLE, D. A.; PARKINSON, D. Interactions between microclimatic variables and the soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 9, p. 273-280, 1990.

ZHANG, Q.; ZAK, J. C. Effects of water and nitrogen amendment on soil microbial biomass and fine root production in a semi-arid environment in West Texas. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 39-45, 1998.