

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

ERÁCLITO RODRIGUES DE SOUSA NETO

**Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e sua relação com
a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de
Mata Atlântica**

**Piracicaba - SP
2008**

Eráclito Rodrigues de Sousa Neto
Licenciado Pleno em Ciências Biológicas

**Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e sua relação
com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica**

Dissertação apresentada ao Centro de
Energia Nuclear na Agricultura,
Universidade de São Paulo, para obtenção do
título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na
Agricultura e no Ambiente
Orientador: Prof. Dr. Luiz Antônio Martinelli

Piracicaba – SP

2008

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE
TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO,
PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Sousa Neto, Eráclito Rodrigues de

Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e
sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de
raízes na floresta de Mata Atlântica / Eráclito Rodrigues de Sousa
Neto; orientador Luiz Antonio Martinelli. - Piracicaba, 2008.

80 f. : fig.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em
Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no
Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da
Universidade de São Paulo.

1. Ciclos biogeoquímicos 2. Ecologia florestal 3. Florestas
tropicais 4. Nitrogênio 5. Solos 6. Topografia I. Título

CDU 550.47:543.272.32(815.6)

Às mulheres da minha vida, Maria,
Rosa, Viviane, Regina e Adriana que
estiveram ao meu lado a todo o momento e
que me encorajaram para alcançar esse
objetivo

Dedico

Aos meus eternos amigos Juvenil
Ribeiro, Michela Figueira, José Mauro, Jadson
Dias, Yoko Ishida, Janaína do Carmo e Paulo
Queiroz (Paulão) que foram minha família
durante esta caminhada

Ofereço

AGRADECIMENTO

Deixo meu MUITO OBRIGADO de coração aos amigos que fizeram parte desse desafio e que me deram apoio incondicional...

Ao meu orientador Luiz Antonio Martinelli pela credibilidade e paciência, e aos doutores Janaína do Carmo e Michael Keller pela orientação e grande apoio recebido.

À Universidade de São Paulo – USP e ao Programa de Pós-Graduação do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA pela oportunidade e formação acadêmica.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pela concessão da bolsa de mestrado (Processo 05/57549-8).

Ao Projeto Biota – Gradiente Funcional (Temático n° 03/12595-7) pelo apoio logístico e financeiro concedido para a elaboração desta pesquisa.

Aos diretores e funcionários do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia por permitirem a realização deste trabalho.

Ao diretor do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI) Reynaldo Victoria e a todos os funcionários pela acolhida e ajuda dispensada.

Às secretária Neusa Augusti e Rosângela pela ajuda dispensada.

Aos professores Plínio Camargo e Epaminondas Ferraz, e à Gabriela Nardoto e Jean Ometto pelos vários esclarecimentos científicos e pelas oportunidades proporcionadas.

À Lisa Zweed, Megan McGroddy, Rosineide (Neide), Patrick Crill e Michael Keller meu agradecimento especial por acreditarem na minha capacidade e ajudar nos primeiros passos rumo à vida profissional.

Às amigas Mary Menton e Bethany Reed pelo companheirismo.

Aos amigos do Projeto LBA-Ecologia: Paulo Coutinho, Cleuton Pereira, Elianei, Hudson Silva, Kêmeson e Kádson Oliveira, Dona Elena, Seu Ronan, Seu Sabino e D. Arminda, Sérgio, Joelma, Risonaldo, Wanderlei, Seu “Chico”.

Ao Dr. Manzi pelo apoio em um momento de dificuldade e pelas palavras de incentivo durante meu trabalho em Santarém.

Aos amigos de Santarém: Edileide Batista, D. Ana Nilza (minha avó), Ingo Marlos, Glenda Ludimila, Sammi, Raoni, Lígia, Andréa, Paula Lobato, Elissandro, Williams Vasconcelos, Williams Castro, Margareth, Sammi, Riva.

À cidade de Piracicaba pela acolhida e pelos agradáveis momentos que vivi aqui.

À Simoni Grilo pela imensa ajuda no campo e laboratório e pelos momentos de descontração.

À Tatiana Andrade pelo companheirismo e incentivo nos momentos solitários de laboratório.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica: Leonardinho, Lívia Novelo, Grazielle, Fabiana Fracassi, Maíra, Alexandre (Presuntinho), Edmar, Luciana, Susian, Beth, Fernando, Eduardo (Pantaneiro), Luis Felipe (Barbeiro), Luis Felipe (Urso), Uwe, Sandra Furlan, D. Rute, Anderson, Fernanda, Daniela (Dani), Alexandra, Gustavo.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para meu crescimento e realização deste trabalho, meus sinceros agradecimento!

A Deus sobre todas as coisas.

RESUMO

Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica

Solos de ecossistemas tropicais são considerados maiores emissores naturais de óxido nitroso (N₂O) para a atmosfera. Grande parte do N₂O produzido a partir destes solos é originada por dois processos microbiológicos, desnitrificação e nitrificação. A dinâmica de produção e decomposição de raízes e de serapilheira também contribuem para os estoques de carbono e nitrogênio no solo e para a produção de N₂O e outros gases de efeito estufa. Diante do exposto e da grande importância, produtividade e extensão da Mata Atlântica, o presente estudo apresenta como objetivo principal investigar se as perdas de nitrogênio (N) pela emissão de N₂O é um componente importante no ciclo do N na Mata Atlântica e se há uma variação nesses fluxos em relação às diferentes altitudes (100, 400 e 1000 m) e em relação a outros parâmetros (sazonalidade, temperatura, umidade do solo, dinâmica de produção e decomposição de serapilheira e raízes, e razão C:N da serapilheira). Não houve diferença na quantidade de chuva entre as áreas estudadas. A temperatura diminuiu com a altitude e foi significativamente mais baixa na altitude 1000 m. A umidade do solo determinada através dos espaços porosos do solo preenchidos por água diminuiu com a altitude. As áreas localizadas a 100 m apresentaram maior produção de serapilheira e entre as demais altitudes não houve diferença significativa na produção. Ao contrário da produção, o estoque de serapilheira e o tempo para decomposição também aumentou com as altitudes. O solo das parcelas localizados a 1000 m apresentaram biomassa de raízes vivas e mortas significativamente maior (P<0,05) e a razão C:N das raízes foi similar para todas as áreas. Os fluxos médios anuais encontrados para cada altitude durante o ano desta pesquisa foram: 3,2 kg-N ha⁻¹ ano⁻¹, 1,3 kg-N ha⁻¹ ano⁻¹ e 0,6 kg-N ha⁻¹ ano⁻¹ para as altitudes 100, 400 e 1000m, respectivamente. As emissões de N₂O foram fortemente influenciadas pela umidade do solo e pela temperatura e diminuíram significativamente com a altitude. Os baixos fluxos de N₂O a 1000 m são decorrentes da baixa disponibilidade de NO₃⁻ que viabiliza os processo de geração de N₂O, que é produzido por desnitrificação. Com base nestes resultados, a Floresta de Mata Atlântica apresenta um ciclo de N mais conservador em relação às florestas da região Amazônica tanto pelas diferenças físico-químicas do solo como temperatura e regimes pluviométricos

Palavras-chaves: Mata Atlântica; florestas tropicais; solo; óxido nitroso; nitrogênio; altitudes.

ABSTRACT

Nitrogen losses by emissions of nitrous oxide (N₂O) and its relation with litterfall and fine root dynamics in the Atlantic Forest, Brazil

Soils of tropical ecosystems are considered one of the major natural sources of nitrous oxide (N₂O) to the atmosphere. Most of the N₂O in soils is produced by two microbial processes, denitrification and nitrification. Litterfall and fine root dynamics are believed to contribute to the labile carbon (C) and nitrogen (N) and also contribute to the production greenhouse gases. According to these assumptions and regarding to the magnitude of the Brazilian Atlantic Forest this study aimed to investigate the losses of N by the emission of N₂O along an altitudinal gradient and the relation between these fluxes and other climatic and edaphic parameters (precipitation, temperature, soil moisture, litterfall and fine roots dynamics). There was no difference in precipitation among the studied areas. Temperature and soil moisture decreased with altitude. Lower altitudes showed high litter production and low stock of soil litter. Root mass was significantly higher at altitude 1000m but root C:N ratio showed no difference among the altitudes. N₂O annual soil fluxes were 3,2 kg-N ha⁻¹yr⁻¹, 1,3 kg-N ha⁻¹yr⁻¹, and 0,6 kg-N ha⁻¹yr⁻¹ at 100, 400 and 1000m, respectively. N₂O fluxes were significantly influenced by soil moisture and temperature and decreased with altitude. Lower fluxes at 1000m are due to low NO₃⁻ availability and thus low N₂O production. According to these results, The Atlantic Forest is considered to have a more conservative N cycle related to the Amazon forests due to the differences of soil chemical and physical properties and pluviometric conditions.

Key-words: Atlantic Forest; tropical forests; soil; nitrous oxide; nitrogen; altitude.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo do Nitrogênio (adaptado de Hofman e Van Cleemput, 2004)	10
Figura 2 – Mapa da localização das áreas de estudo do Parque Estadual da Serra do Mar (Fonte Google).....	21
Figura 3 - Localização das parcelas do estudo (fonte Google Earth 2007).....	25
Figura 4 - Fotografias A e B ilustram o colar e tampa utilizados na coleta das amostras de gás; fotografia C ilustra os frascos para armazenamento e seringa para coleta e fotografia D o cromatógrafo a gás para análise das amostras	28
Figura 5 - Média histórica mensal da precipitação no município de Natividade da Serra (estação E2-136, DAEE-SP), situada a uma altitude de 760 m. Média histórica de 31 anos (1973-2004).....	32
Figura 6 - Média histórica mensal da precipitação no município de Ubatuba (E2-009, DAEE- SP), situado a uma altitude de 220 m. Média histórica de 47 anos (1957-2004) ...	32
Figura 7 - Precipitação mensal nas três altitudes estudadas (100m, 400m e 1000m de altitude)	33
Figura 8 - Estoque de nitrogênio total do solo em um perfil de 0-10 cm de profundidade nas três altitudes estudadas	35
Figura 9 - Estoque de carbono do solo em um perfil de 0-10 cm de profundidade do solo nas três altitudes estudadas	35
Figura 10 - Produção de serapilheira nas três altitudes entre março e outubro de 2007	36
Figura 11 - Estoque de serapilheira no solo das três altitudes.....	37
Figura 12 - Variação temporal da umidade do solo dos perfis de parcelas localizadas em diferentes altitudes. Apesar de não ficar visível no gráfico, foram inseridas as barras de erro padrão das médias.....	40

Figura 13 - Variação temporal das médias mensais dos Espaços do Solo Preenchidos por Água (WFPS). O erro padrão de cada média foi calculado e inserido no gráfico. As barras não são evidentes em virtude dos baixos valores de erro.....	41
Figura 14 - Temperatura média mensal do solo nas diferentes altitudes. Os valores do erro padrão de cada média foram muito baixos e por esta razão não estão evidentes no gráfico	42
Figura 15 - Temperatura média mensal do ar nas diferentes altitudes. O erro padrão de cada média não é visualizado por ser muito baixo	43
Figura 16 – Produção de raízes finas (vivas e mortas) nos perfis de solo localizados nas três altitudes, durante os períodos seco e chuvoso.	44
Figura 17 - Fluxos de óxido nitroso do solo nas altitudes 100, 400 e 1000m; médias mensais. As barras de erro representam o erro padrão de cada média	46
Figura 18 - Correlação entre fluxo de N ₂ O e WFPS do solo nas parcelas localizadas na altitude 100m (A) e correlação entre fluxo de N ₂ O e temperatura do solo nas parcelas localizadas na altitude 1000m (B)	47
Figura 19 - Diagrama do modelo <i>hole-in-the-pipe</i> (Firestone; Davidson, 1989) que regula a produção e consumo de gases-traço através da nitrificação e desnitrificação (adaptado por Bouwman, 1998)	48
Figura 20 - Modelo da relação entre water filled pore space (WFPS) do solo e o fluxo relativo de gases nitrogenados produzidos por nitrificação e desnitrificação	50
Figura 21 - Tabulação de medidas de fluxo de N ₂ O (Kg-N ha ⁻¹ ano ⁻¹) em florestas tropicais úmidas. 1 Keller et al. (2005) (Latossolo), 2 Keller; Reiners (1994), 3 Mata Atlântica 100m (este estudo), 4 Verchot et al (1999), 5 Luizão et al. (1989), 6 Keller et al. (2005) (Argissolo), 7 Erickson et al. (2001), 8 Coolman (1994), 9	

Mata Atlântica 400m (este estudo), **10** Mata Atlântica 1000m (este estudo), **11** Steudler et al.
(1991), **12** Riley; Vitousek (1995)..... 55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação das fontes dos dados secundários utilizados nesta pesquisa.....	31
Tabela 2 – Taxa de decomposição (k) e tempos necessários para a decomposição de 50% (t 0,5) e 95% (t 0,05) da serapilheira.....	38
Tabela 3 – N inorgânico do solo: taxas de mineralização e nitrificação ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), nitrato (N-NO_3^-) e amônio (N-NH_4^+) ($\mu\text{g g}^{-1}$), (média \pm desvio padrão)	39
Tabela 4 - Percentagens (médias \pm erro) de carbono (%C), nitrogênio (%N) e razão C/N das raízes (<2 mm) nas três altitudes durante as estações seca (jan/07) e chuvosa (ago/07).....	45
Tabela 5 – Comparação do fluxo de N_2O com sistema de culturas	57

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Objetivo geral	2
1.2	Tarefas	3
1.3	Hipótese do trabalho	3
2	REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1	A Mata Atlântica	4
2.1.1	Histórico e características gerais	4
2.1.2	Subdivisões da Mata Atlântica	6
2.1.3	A Mata Atlântica no Estado de São Paulo.....	7
2.2	Nitrogênio.....	8
2.2.1	Processos do ciclo do N.....	9
2.2.1.1	Amonificação.....	11
2.2.1.2	Mineralização-Imobilização do N no solo.....	11
2.2.1.3	Nitrificação	13
2.2.1.4	Desnitrificação.....	14
2.2.1.5	Volatilização	16
2.2.1.6	Lixiviação	16
2.3	Fatores que interferem na emissão de N ₂ O	16
2.3.1	Fatores climáticos	17
2.3.2	Fatores edáficos	17
2.4	Dinâmica do nitrogênio em ecossistemas.....	19
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1	Descrição da área de estudo.....	21

3.2	Redefinição do sistema de classificação da vegetação.....	23
3.3	Desenho amostral	24
3.4	Localização das parcelas de estudo	24
3.5	Coleta e análise de raízes.....	26
3.6	Coletas de solo.....	26
3.7	Determinação da umidade e dos espaços porosos do solo preenchidos por água (water filled pore space - WFPS)	27
3.8	Coleta das amostras de N ₂ O	27
3.9	Cálculo do fluxo de N ₂ O	29
3.10	Análise estatística	30
3.11	Dados subsidiários.....	30
3.11.1	Coleta de dados de precipitação	31
3.11.2	Análises físico-químicas do solo	33
3.11.3	Coleta de serapilheira e estimativa da taxa de decomposição.....	36
3.11.4	Nitrogênio inorgânico do solo	38
4	RESULTADOS	40
4.1	Umidade do solo e espaço poroso do solo preenchido por água (WFPS).....	40
4.2	Temperatura do solo e do ar	41
4.3	Dinâmica de raízes finas.....	43
4.4	Fluxos de óxido nitroso (N ₂ O) a partir do solo	45
5	DISCUSSÃO	48
5.1	Relação entre fluxos de N ₂ O, propriedades físico-químicas do solo e altitude.....	48
5.2	Fluxos de N ₂ O e fatores climáticos	52
5.3	Relação entre fluxo de N ₂ O e dinâmica de serapilheira e raízes finas.	53

5.4	Fluxos de N ₂ O na Mata Atlântica e sua comparação em relação à outras florestas tropicais e às mudanças de uso da terra.....	54
6	CONCLUSÕES	58
	REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos 150 anos, o homem modificou cerca de 47% da superfície terrestre, comprometendo a biodiversidade do planeta principalmente nas florestas tropicais, onde o número de espécies é grande, dada a grande variedade de alimento e habitat disponíveis para a adaptação de várias espécies.

No globo, quatro países (Brasil, Indonésia, Zaire e Peru) contêm mais da metade dessa formação vegetal. No Brasil, entre as principais formações vegetais, encontram-se a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica como exemplos de ecossistemas tropicais. Nos dias de hoje uma parte relevante destas formações se encontra dizimada, como é o caso da Mata Atlântica.

A Floresta Ombrófila Densa Atlântica (Mata Atlântica), segundo informações do IBGE, se estendia desde o Cabo de São Roque, no Estado do Rio Grande do Norte, até o município de Osório, no Rio Grande do Sul. A Mata Atlântica foi o ecossistema que mais se reduziu e que se encontra com somente 7,6% de sua formação original (SOS MATA ATLÂNTICA, 1993).

No Estado de São Paulo, segundo Victor (1977), a Floresta de Mata Atlântica cobria 82% da área e, atualmente esta abrangência decaiu para 12% da cobertura florestal original. Deste remanescente, somente 5% representam florestas inteiramente preservadas (KRONKA et al., 2003) e os fragmentos florestais restantes apresentam diversos tamanhos, formas, estágios de sucessão e situação de conservação.

Apesar de haver alguns estudos sobre ecologia e ciclagem de nutrientes em áreas de Mata Atlântica (LEITÃO-FILHO et al., 1993), o conhecimento disponível sobre as áreas remanescentes do Estado de São Paulo ainda não permite formular as suposições sobre os mecanismos reguladores do funcionamento deste ecossistema (NAEEM, 2003).

Atualmente, alterações causadas pelo homem em ecossistemas tropicais como a Mata Atlântica têm recebido atenção especial e levantado perguntas em relação às alterações

recentes que interferem nos processos de estruturação e funcionamento deste ecossistema. Neste contexto, a criação de frentes de estudo que busquem o entendimento dos diferentes compartimentos florestais, dos processos e leis que os regem e da resposta resultante das alterações antrópicas é de extrema importância. A partir desta necessidade, surgem projetos temáticos como o Biota Gradiente “Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa no Parque Estadual da Serra do Mar”, no qual este trabalho está inserido. O entendimento do controle hidrológico nos mecanismos de aporte e/ou evasão de carbono e nitrogênio no meio aquático, o potencial da floresta como fonte e/ou sumidouro de carbono, são alguns dos objetivos deste Temático.

Assim, por exemplo, conhecer a dinâmica de nutrientes como o nitrogênio, nas diferentes faciações da Mata Atlântica torna-se relevante, uma vez que o ciclo do nitrogênio está intimamente relacionado ao ciclo do carbono e outros nutrientes (NEFF et al., 2002). Como florestas tropicais são grandes reservatórios de carbono, se tornam importantes estudos dessa natureza em face das mudanças globais que ora vêm ocorrendo.

1.1 Objetivo geral

O presente estudo tem como objetivo principal quantificar as perdas de nitrogênio (N) pela emissão de gases ao longo de um gradiente altitudinal na Mata Atlântica e investigar como outros processos que regulam esses fluxos (dinâmica de decomposição e produção da serapilheira, razão C:N, umidade e produção de raízes finas) interferem e se correlacionam com a ciclagem do N nas diferentes altitudes.

Este objetivo foi estabelecido visando dar suporte ao projeto temático “**Mudanças de Uso da Terra e Composição Florística, Estrutura e Funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra-do-Mar**”, cujo um dos objetivos é averiguar se existem diferenças no ciclo do

nitrogênio ao longo de um gradiente altitudinal e se estas diferenças são decorrentes das idades das formações vegetais, ou estão associadas a aspectos geomorfológicos e climáticos.

1.2 Tarefas

- Determinar ao longo de um ano os fluxos dos gases nas diferentes altitudes da Mata Atlântica e determinar sua relação com a umidade e temperatura do solo;
- Correlacionar a biomassa de raízes e de serapilheira e sua relação C/N com os fluxos N_2O visando determinar qual a contribuição desses parâmetros nos fluxos dos gases;
- Determinar a taxa de decomposição da serapilheira para se averiguar a velocidade de retorno do nitrogênio e do carbono para o solo.

1.3 Hipótese do trabalho

Os fluxos de gases variam sazonalmente e ao longo do gradiente altitudinal em função da umidade e da temperatura do solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A Mata Atlântica

2.1.1 Histórico e características gerais

Há 500 anos a expedição de Cabral chegou ao Brasil e iniciou a colonização européia a partir da costa sul-americana (BUENO, 1998; 1999). Essa colonização portuguesa começou no ano de 1500 e se estendeu ao longo da exuberante floresta tropical, atualmente conhecida como Mata Atlântica (DEAN, 1995). No princípio da colonização, a área de cobertura da Mata Atlântica era de aproximadamente 1,3 milhões de km² e se estendia desde o Estado do Rio Grande do Norte até o Estado do Rio Grande do Sul (COLLINS, 1990). Atualmente, segundo dados da Fundação SOS Mata Atlântica (1993), aproximadamente 100 milhões de habitantes vivem em mais de três mil cidades construídas em áreas exploradas na Floresta da Mata Atlântica. São Paulo e Rio de Janeiro estão entre as maiores cidades da América Latina que se encontram ao longo da extensão da Mata Atlântica.

A Mata Atlântica representa a segunda maior área de floresta tropical úmida da América do Sul, depois do vasto domínio da Floresta Amazônica (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Apesar de poucos estudos, sabe-se que esse complexo bioma contém uma grande diversidade de espécies e é caracterizado pelos altos níveis de endemismo (BROWN; BROWN, 1992).

Segundo Morellato & Haddad (2000), a Floresta de Mata Atlântica é composta de dois grandes tipos de vegetação: a floresta costeira ou **Floresta Atlântica Pluvial** (Florestas da Serra do Mar e da Serra da Paranapiacaba, no Estado de São Paulo) e floresta sazonal tropical ou **Floresta Atlântica Semi-decídua** (Floresta Semi-decídua em Foz do Iguaçu próxima à fronteira do Brasil com a Argentina e Paraguai, e em Itaimbezinho, Bom Jesus, Rio Grande do Sul, representada pela Floresta de Araucárias). A Floresta Atlântica Pluvial compreende, em maior parte, as baixas e médias elevações (≤ 1000 m) da parte oeste da cadeia de

montanhas que segue ao longo da linha costeira do Brasil. A Floresta Atlântica Semi-decídua se estende através do *plateau* no centro e no sudeste interior do país. O termo ‘pluvial’ utilizado para definir a floresta costeira é substituído por ‘ombrófila’, ambos com mesmo significado: ‘amigo das chuvas’. Assim, conforme classificação do IBGE (VELOSO; FILHO; LIMA, 1991), surge o termo **Floresta Ombrófila Densa**.

As muitas definições encontradas para a Mata Atlântica na literatura podem ser classificadas, ainda, em duas principais visões chamadas de *sensu stricto* (*ss*) e *sensu lato* (*sl*) (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Estritamente falando, Floresta Atlântica *sensu stricto* compreende apenas a Floresta Atlântica Pluvial que se estende até 300 km para o centro do país a partir a costa brasileira, onde as chuvas são localmente impulsionadas pelos ventos oceânicos. Essa é a definição mais tradicional e mais difundida desde que o termo Mata Atlântica foi criado por Azevedo (1950). Como exemplo das muitas definições, surge novamente o sistema de classificação para o sistema de vegetação brasileira do IBGE (VELOSO; FILHO; LIMA, 1991) que inclui toda a Floresta Atlântica na categoria “Floresta Ombrófila Densa”. Na Floresta Atlântica *sensu lato* estão inseridas a floresta semi-decídua e as florestas mistas de Araucárias, adjacentes à floresta pluvial, 700 km para o interior do país a partir do litoral (FERNANDES; BEZERRA, 1990).

Segundo Veloso et al. (1991), a vegetação da floresta semi-decídua (*sl*) apresenta freqüentemente dois períodos anuais marcados por chuvas e secas (precipitação geralmente < 60 mm) (MORELLATO et al., 1989; VAN SCHAIK; TERBORGH; WRIGHT, 1993) que refletem maior parte de plantas decíduais, imprimindo à vegetação um caráter de clímax climático e hora de clima edáfico, de acordo com o terreno ocupado. Este tipo de vegetação ocorre em solos de origem ígnea e/ou eruptiva e conseqüentemente mais férteis (latossolos e podzólicos distróficos e/ou eutróficos).

A floresta pluvial tem sua vegetação caracterizada por fanerófitos, justamente pelas subformas de vida macro e mesofanerófitos, além de lianas lenhosas e epífitas em abundância, que a diferenciam das outras classes de formação. No entanto, a característica ecológica principal reside nos ambientes ombrófilos que marcam muito bem a “região florística florestal”. Assim, a característica ombrotérmica da Floresta Ombrófila Densa está presa a fatores climáticos tropicais de temperaturas mensais médias de pelo menos 18 °C e de alta precipitação bem distribuída durante o ano (> 2000 mm por ano e curtos períodos de seca de menos de quatro meses consecutivos, com menos de 100 mm por mês), o que determina uma situação bioecológica praticamente sem período biologicamente seco. Dominam neste ambiente latossolos distróficos e excepcionalmente eutróficos, originados de vários tipos de rochas, desde as ciatônicas (granitos e gnaisses) até os arenitos com derrames vulcânicos de variados períodos geológicos (VELOSO; FILHO; LIMA, 1991).

2.1.2 Subdivisões da Mata Atlântica

A Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica encontra-se subdividida em quatro faciações (VELOSO; FILHO; LIMA, 1991) ordenada segundo a hierarquia topográfica, e que refletem fisionomias e composições diferentes, de acordo com as variações das faixas altimétricas e latitudinais. Essa divisão em faciações altitudinais não é somente importante em termos fisionômicos, mas também em termos de funcionamento. Assim, tem-se: 1) **Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas** – 5 a 50 m de altitude sobre o solo de restinga; 2) **Floresta Ombrófila Densa Submontana** – no sopé da Serra do Mar, com altitude variando entre 50 e 500 m; 3) **Floresta Ombrófila Densa Montana** – 500 a 1.200 m; 4) **Floresta Ombrófila densa Altimontana** – no topo da Serra do Mar, acima dos limites estabelecidos para a formação Montana, onde a vegetação praticamente deixa de ser arbórea, pois predominam os campos de altitude.

Essa divisão em faciações altitudinais não é somente importante em termos fisionômicos, mas também em termos de funcionamento. Em alguns casos, florestas de altitude geralmente têm uma produtividade menor se comparadas a Florestas de Terras Baixas, principalmente pela menor quantidade de luz que recebem por causa da maior cobertura de nuvens. Em decorrência, as quantidades de N e fósforo também (P) são geralmente menores em florestas de altitude, principalmente, devido à menor quantidade de serapilheira produzida (SOLLINS, 1998; TANNER; VITOUSEK; CUEVAS, 1998).

2.1.3 A Mata Atlântica no Estado de São Paulo

Levantamentos recentes (SOS MATA ATLÂNTICA, 1993) mostram que restam apenas 7,6% da cobertura original da Mata Atlântica *sensu lato*, e que grande parte dos remanescentes contínuos está no Estado de São Paulo.

Originalmente, o Estado de São Paulo apresentava cerca de 82% de sua área coberta por formações florestais (VICTOR, 1977) que, genericamente, são enquadradas como Mata Atlântica “*sensu lato*” (JOLY et al., 1999). Segundo Kronka et al. (2003) restam hoje apenas 12% desta cobertura florestal, e menos do que 5% são efetivamente de florestas que não sofreram alterações de origem antropogênica. Os fragmentos florestais remanescentes apresentam diversos tamanhos, formas, estágios de sucessão e situação de conservação. Cerca de metade desses remanescentes florestais de grande extensão estão protegidos na forma de Unidades de Conservação. Nos 500 anos de fragmentação e degradação das formações naturais, restaram apenas as regiões serranas por serem impróprias para práticas agrícolas. Hoje, essas áreas de vegetação nativa estão inseridas em uma matriz extremamente alterada pela ação antrópica e pulverizada com pequenos remanescentes, geralmente muito degradados.

2.2 Nitrogênio

Ao contrário do que muitos acreditam o maior reservatório de N em nosso planeta não é a atmosfera, mas as rochas primárias (WERNER et al., 2001). O N é um constituinte importante da Terra, principalmente da litosfera, onde está distribuído nas rochas, no fundo dos oceanos e nos sedimentos. Segundo Moreira & Siqueira (2006), esse compartimento contém 98% do N existente no planeta. Na forma gasosa ocorre em concentração de 78% na atmosfera terrestre em forma diatômica (N_2) não combinada, representando o segundo maior reservatório do elemento. Na biosfera, encontra-se em 96% do total de N orgânico terrestre na matéria orgânica morta e apenas 4% nos organismos vivos. O N da matéria viva encontra-se predominantemente nas plantas (94%), achando-se os 6% restantes nos seres vivos: 4% na microbiota e 2% nos animais. Não existem dados precisos, mas estima-se entre 3 a $5,5 \times 10^{17}$ g de N na matéria orgânica do solo (MOS) e $1,5 \times 10^{15}$ g de N na biomassa microbiana do solo. Por ser o solo o principal elo entre os componentes da biosfera, esse reservatório de N é de grande importância (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Nas plantas, o N é constituinte de vários compostos tais como aminoácidos, ácidos nucléicos e clorofila. Assim, as principais reações bioquímicas em plantas e microorganismos envolvem a presença de N, o que o torna um dos elementos absorvidos em maiores quantidades por plantas cultivadas (CANTARELLA, 2007). Além disso, o N apresenta grande versatilidade nas reações de oxirredução e está presente em vários estados de oxidação, desde formas bastante reduzidas como o amônio (NH_4^+), até oxidadas como o nitrato (NO_3^-), o que lhe confere especial importância nos ciclos biogeoquímicos e no metabolismo das plantas (CANTARELLA, 2007).

No solo, diferentes microorganismos são capazes de fixar N atmosférico, o qual é extremamente inerte. Esses organismos fixadores de N_2 gasoso representam, em termos ecológicos, o mais alto nível de autotrofia em relação ao N (LARCHER, W., 2000). Todos

são procariontes (bactérias, cianobactérias e actinomicetos), sendo alguns encontrados livres no solo ou vivendo como simbiontes.

2.2.1 Processos do ciclo do N

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas, fixação biológica (simbiótica ou não), adubações químicas ou orgânicas. Por outro lado, pode sair por meio de remoção de culturas e variados mecanismos de perdas, que incluem lixiviação, volatilização e desnitrificação. O ciclo do N é controlado por fatores físicos, químicos e biológicos e por condições climáticas as quais são difíceis de prever e controlar (CANTARELLA, 2007).

Em escala global, o N é importante por ser um elemento-chave para a produtividade de todos os ecossistemas. De todos os elementos que circulam no sistema solo-planta-atmosfera, o que sofre maior número de transformações bioquímicas no solo é o nitrogênio (Figura 1) (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

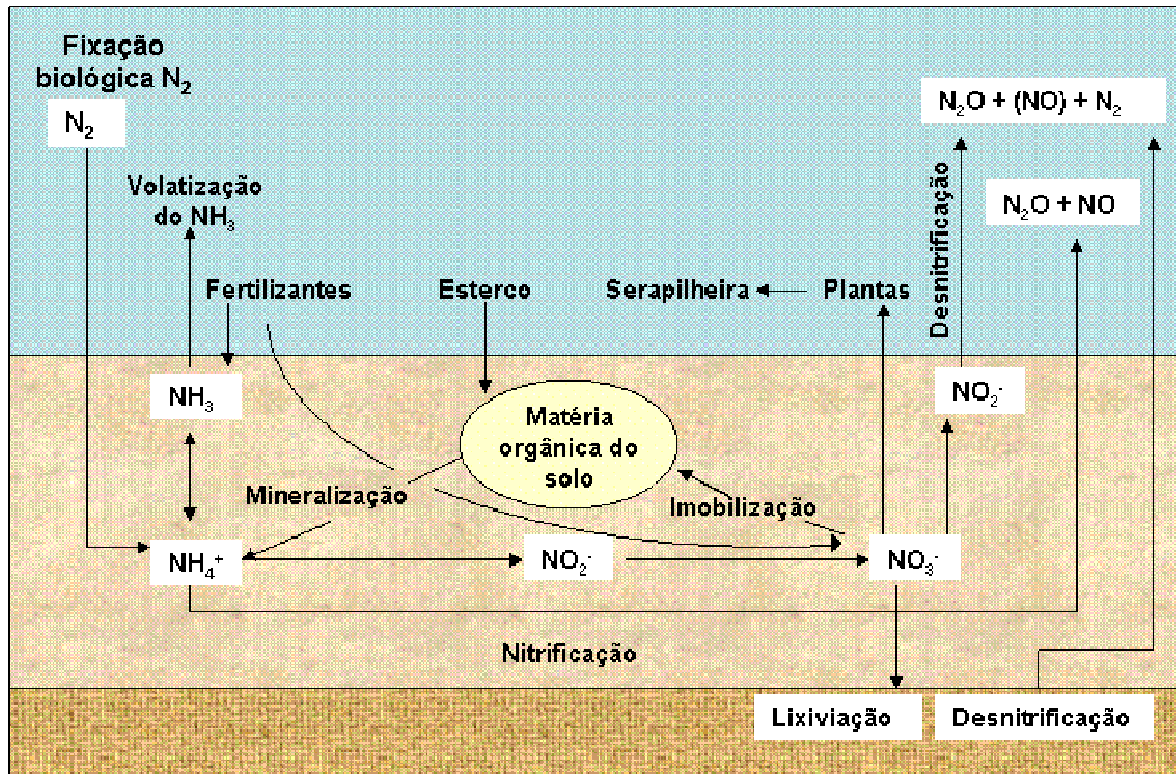


Figura 1 - Ciclo do Nitrogênio (adaptado de Hofman e Van Cleemput, 2004)

A maior parte do N do solo provém do ar, por deposições atmosféricas de formas combinadas de N (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) e da fixação biológica de N_2 , tanto em sistemas não-simbióticos quanto simbióticos - por meio de bactérias formadoras de nódulos em raízes leguminosas (STEVENSON, 1982). A queima de combustíveis fósseis também contribui para o fornecimento de N reativo que se deposita no solo a partir da atmosfera.

As reações envolvendo N ligado à matéria orgânica do solo são predominantemente mediadas por microorganismos e, portanto, afetadas por condições ambientais e climáticas. Assim, dependendo da combinação de fatores (umidade, temperatura, pH, etc.), o N pode ser conservado e se torna disponível para as plantas, ou ser perdido para as águas superficiais do subsolo, ou para a atmosfera na forma de gás. Dos microorganismos do solo, as bactérias e os fungos são os mais importantes quando se refere às transformações de N, seguidos pelos actinomicetos e as algas. Os fungos dependem do carbono orgânico pré-formado para sua

síntese celular, pois não possuem clorofila. Geralmente, utilizam amônia (NH_4^+) ou nitrato (NO_3^-) como fonte de N e metabolizam ácidos nucléicos, complexos orgânicos e proteínas (PICCOLO, 1989). Os fungos têm por característica a mineralização de frações nitrogenadas orgânicas, produzindo amônio ou outros compostos nitrogenados simples e ao mesmo tempo liberam carbono para a síntese celular. As bactérias merecem destaque, pois atuam na decomposição da matéria orgânica e são as principais responsáveis pelos processos de desnitrificação e nitrificação (PICCOLO, 1989).

As consideráveis entradas e saídas de nitrogênio no solo são, principalmente, regidas por sucessivas reações de natureza bioquímica. O conhecimento dos fatores que controlam os processos de transformação do N no solo é muito importante para a não perturbação do equilíbrio natural do ambiente em que vivemos (PICCOLO, 1989).

Em resumo, as principais fontes de nitrogênio para o solo são:

2.2.1.1 Amonificação

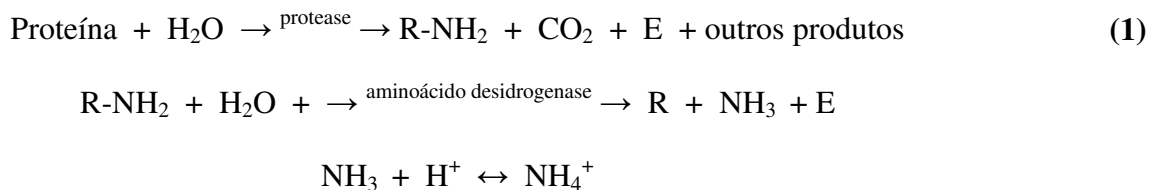
Com a morte de organismos, bactérias presentes no solo decompõem os compostos orgânicos nitrogenados em aminoácidos que, por sua vez, são oxidados por outros microorganismos do solo como bactérias e fungos com produção de dióxido de carbono (CO_2), água e amônia. Este processo é conhecido como *amonificação* (CORDEIRO, 2004).

Este processo é relativamente lento e não requer a presença de microorganismos específicos. Muitos microorganismos quimiorganotróficos podem efetuar esta transformação, em condições aeróbias ou tornando este processo ainda mais demorado em condições anaeróbias.

2.2.1.2 Mineralização-Imobilização do N no solo

A mineralização é definida como a transformação do N da forma orgânica para inorgânica (NH_4^+ ou NO_3^-) e é realizada por microorganismos heterotróficos do solo, que utilizam os compostos orgânicos (MOS) como fonte de energia. Para quebrar as ligações de

proteínas, peptídios, amidas etc., são utilizadas várias enzimas que agem em diferentes fases do processo (STEVENSON, 1982; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O esquema desenhado por Cantarella (2007) ilustra uma das possíveis seqüências do processo de mineralização:



onde:

R é um radical orgânico e E é a energia liberada na reação.

A mineralização do N orgânico geralmente resulta em aumento do pH do meio em virtude do consumo de prótons (reação acima). As condições adequadas para a mineralização do N são as que favorecem a atividade dos microorganismos: pH de 6 a 7, condições aeróbias, umidade em torno de 50 a 70% da capacidade de retenção de água pelo solo, temperatura entre 40 e 60 °C (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

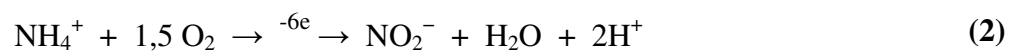
A taxa de mineralização do N depende de fatores edáficos e climáticos e da composição da serapilheira para o ataque dos microorganismos. Para a caracterização do substrato é importante a relação entre carbono e nitrogênio (C:N). Materiais com relação C:N muito alta (por volta de 100:1; palha ou serapilheira lignificada) dificilmente são aproveitados pelos microorganismos quando nenhuma fonte de N está disponível. A relação favorável para a decomposição microbiana está entre 10-30:1 - por exemplo, folhas e húmus (LARCHER, 2000).

A imobilização do N é um processo que ocorre concomitantemente com a mineralização, porém no sentido inverso. A imobilização é definida como a transformação do N inorgânico em N orgânico. Os responsáveis são microorganismos que incorporam o N

inorgânico disponível no solo às suas células (CANTARELLA, 2007). Ao morrerem, o N assimilado pode voltar a ser mineralizado ou ser incorporado às células de outros microorganismos para síntese de compostos nitrogenados.

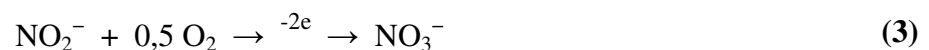
2.2.1.3 Nitrificação

A nitrificação é uma seqüência de processo de mineralização (CANTARELLA, 2007). É comumente definida como a oxidação biológica de NH_4^+ e NO_3^- , tendo o nitrito (NO_2^-) como intermediário (BREMNER, 1997). O N orgânico contido nos aminoácidos, ou em outros monômeros produzidos pela ação das enzimas extracelulares sobre moléculas mais complexas, é absorvido pelos microorganismos e, dentro das células, sofrem desaminação, sendo parte do grupo amino excretado como amônia (NH_3) que entra em equilíbrio formando amônio (NH_4^+) no solo. A amônia continua sofrendo transformações, convertendo-se em NO_2^- que, imediatamente, converte-se em NO_3^- . A nitrificação ocorre, portanto, em duas etapas (CANTARELLA, 2007). Na primeira, o NH_4^+ é convertido em NO_2^- por bactérias do tipo *Nitrosomonas*, consideradas as mais importantes para o processo:

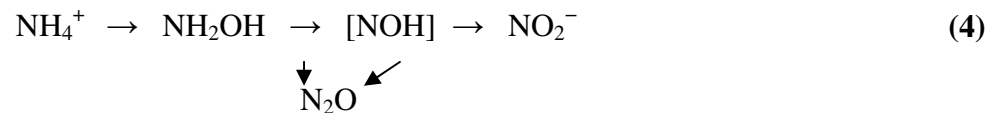


Embora as *Nitrosomonas* sejam mais ativas (FIRESTONE, 1982), pesquisas recentes evidenciam que bactérias do tipo *Nitrospira* são mais numerosas em solos agrícolas (ADDISCOTT, 2004).

Na segunda etapa, o NO_2^- é oxidado a NO_3^- por bactérias do gênero *Nitrobacter*:



Durante a oxidação de NH_4^+ a NO_2^- , pode haver pequena produção de óxido nitroso (N_2O) por dismutação química do nitroxil (NOH) ou por ação da redutase de nitrito (BREMNER, 1997):

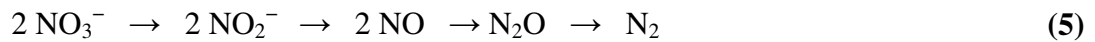


O N_2O é normalmente produzido no solo em condições anaeróbias no processo de desnitrificação; porém, nesse caso, sua formação pode ocorrer também em condições aeróbias, durante a nitrificação. Esse processo parece ser o principal meio pelo qual N_2O é produzido em solos aeróbios adubados com fertilizantes amoniacais (BREMNER, 1997).

2.2.1.4 Desnitrificação

Processo respiratório que acontece em anaerobiose, no qual óxidos de N servem como receptores finais de elétrons. E outras palavras, é o processo redutivo de N mais conhecido e que consiste na redução bioquímica de formas oxidadas a formas gasosas (N_2 , NO e N_2O). Essa definição substitui a tradicional, que considerava a desnitrificação como redução microbiana de NO_3^- ou NO_2^- a formas gasosas de N, pois há vários tipos de metabolismo microbiano que resultam na produção de N_2O ou N_2 , inclusive a nitrificação, que ocorre em condições aeróbias (FIRESTONE, 1982; BREMNER, 1997). A desnitrificação é o principal processo biológico pelo qual o N reativo retorna à atmosfera na forma de N_2 . Esse processo é realizado por grande número de espécies de bactérias anaeróbias facultativas, as quais, na ausência de O_2 , utilizam o NO_3^- como receptor de elétrons.

As fases redutivas são seqüenciadas de acordo com a seguinte equação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006):



A desnitrificação é um processo de grande importância geoquímica e ambiental, porém muito complexa. Esse processo representa a via principal de perda de N do solo para a atmosfera e, apesar de ser um processo de perda de N do sistema solo-planta, pode também ser benéfico em termos globais, pois remove N do solo antes que atinja o oceano cujo enriquecimento nesse elemento pode causar desequilíbrio ecológico (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Na natureza, o óxido nitroso (N_2O) é subproduto do processo de desnitrificação biológica em ambientes anaeróbios e do processo de nitrificação biológica em ambientes aeróbios (BAIRD, 2002). Na desnitrificação, N completamente oxidado, na forma do íon nitrato (NO_3^-), é reduzido para NO, N_2O e N_2 . Na nitrificação, N reduzido na forma de amônia ou de íon amônio é oxidado completamente para NO_2^- e íons nitrato. Quimicamente, a existência de subprodutos de óxido nitroso em ambos os processos é simples de ponderar: nitrificação (oxidação) sob condições abundantes em oxigênio produz pequenas quantidades de N_2O , o qual possui mais oxigênio que a molécula de nitrogênio 'prendida'. Grande parte dos suprimentos naturais de óxido nitroso gasoso é liberada pelos oceanos e a maioria do restante é resultado da contribuição por processos que ocorrem nos solos nas regiões tropicais.

Apesar de se saber por mais de 50 anos que o N_2O é um constituinte regular da atmosfera (ADEL, 1939), este gás não era considerado importante como um constituinte do ar até o início da década de 70. A partir de então, os cientistas que estudavam a atmosfera levantaram a hipótese de que o N_2O , liberado para a atmosfera através da desnitrificação do nitrato no solo e das águas naturais, poderia desencadear reações, levando à destruição parcial da camada de ozônio que protege a Terra da radiação ultravioleta do sol (CRUTZEN, 1972;

JOHNSTON, 1972). Atualmente, a concentração atmosférica do N_2O está crescendo a uma taxa de 0,2 a 0,3 % por ano (BOUWMAN; HOEK; OLIVIER, 1995). Juntamente com o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4), o óxido nitroso é um importante gás de efeito estufa. Trata-se de um gás estável na baixa atmosfera, porém participa nas reações fotoquímicas na estratosfera, o que leva a destruição do ozônio (CRUTZEN, 1970).

2.2.1.5 Volatilização

A volatilização é um dos processos de perda de nitrogênio do solo onde a amônia é volatilizada devido a fatores os quais são atribuídos a altas concentrações da própria amônia no solo, pH elevado, altas temperaturas e capacidade de troca catiônica (CTC) do solo (PICCOLO, 1989). As emissões atmosféricas de N na forma de NH_3 são estimadas em cerca de 54 Tg ano^{-1} , das quais 75 % são emissões provocadas pela ação do homem (LAGREIDE; BOCKMAN; KAARSTAD, 1999). A principal fonte de NH_3 no mundo (22 Tg ano^{-1} de N) é a criação de animais e seus dejetos, em virtude das altas perdas de N da urina e das fezes por volatilização.

2.2.1.6 Lixiviação

O nitrogênio sofre uma série de transformações, sendo que em relação às formas minerais o nitrato é a mais aproveitada pelas plantas. Este ânion é normalmente pouco retido pelos colóides do solo, ficando livre na fase líquida e sujeito a ser arrastado pela água do perfil do solo. Pode-se perder com a água de drenagem pelo processo de lixiviação podendo atingir águas superficiais ou o lençol freático. A lixiviação de NO_3^- tem estreita dependência da quantidade de água que percola no perfil do solo.

2.3 Fatores que interferem na emissão de N_2O

2.3.1 Fatores climáticos

Umidade do solo: A quantidade de água no solo é fator que influencia a emissão de óxido nitroso no solo de florestas tropicais. A difusibilidade de gases como o oxigênio interfere nos processos de nitrificação e desnitrificação. Solos com maior umidade podem emitir uma quantidade maior de gases nitrogenados do que solos com pouca quantidade de água (DAVIDSON et al., 2000; KELLER et al., 2005).

Temperatura do solo: Da mesma forma que a umidade, a temperatura também interfere nos processos de emissão do óxido nitroso. A atividade microbiana, responsável pelos processos de nitrificação e desnitrificação, pode ser afetada segundo as variações de temperatura do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O processo de decomposição da matéria orgânica também é regido pela temperatura. De acordo com as condições climáticas, a decomposição pode ser lenta ou acelerada o que, por conseguinte, interfere na entrada de nutrientes para o solo os quais são utilizados como substrato para o metabolismo e sobrevivência dos microorganismos do solo.

2.3.2 Fatores edáficos

Dinâmica de raízes finas: A dinâmica de raízes também tem o potencial de influenciar na produção e emissão de gases-traço radiativamente ativos. Raízes vivas respiram dióxido de carbono (CO_2), e ambas vivas e mortas contribuem com nitrogênio e carbono lábil para suprir a produção microbial de CO_2 , óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) (SILVER et al., 2005).

As florestas tropicais têm as maiores biomassas e as mais altas taxas de produtividade de raízes finas (VOGT et al., 1996) e, ainda, as mais rápidas taxas de decomposição (SILVER; MIYA, 2001) para ecossistemas florestais do planeta. As florestas tropicais representam assim as maiores fontes naturais de CO_2 (RAICH; SCHLESINGER, 1992) e N_2O (BOUWMAN et al., 1993; PRATHER; DERWENT; EHHALT, 1995). As rápidas taxas de ciclagem e decomposição de raízes fornecem substrato para respiração heterotrófica e a

decomposição pode ainda estimular a mineralização e a nitrificação de N (CHEN et al., 2002), levando a altos potenciais para perdas de NO e N₂O dos solos. NO é um precursor do ozônio troposférico e mesmo as baixas taxas produzidas em florestas tropicais como a Amazônia são consideradas importantes na regulação da produção atmosférica oxidante (KELLER et al., 1991; CHAMEIDES et al., 1992; RUMMEL et al., 2002).

Acredita-se que a mortalidade das raízes finas aumenta a emissão de óxidos de nitrogênio a partir de solos de florestas tropicais, em curtos espaços de tempo (MATSON; VITOUSEK, 1990; KELLER; PALACE; HURTT, 2001; VARNER et al., 2003). Apesar de haver uma forte ligação teórica entre as dinâmicas de raízes e gases-traço, existem relativamente poucos estudos que enfocam esta relação quantitativamente.

Dinâmica da serapilheira: A produção e decomposição da serapilheira são processos imprescindíveis no fornecimento de nutrientes para as florestas tropicais onde os solos são pobres (GOLLEY, 1978). A quantidade de serapilheira depositada depende de fatores como latitude, altitude, precipitação e evapotranspiração (BRAY; GORHAM, 1964; MEENTEMEYER; BOX; THOMPSON, 1982; LONSDALE, 1988). Além disso, aspectos edáficos e biológicos como a estrutura, idade e composição florística da vegetação também afetam a produtividade do processo (VITOUSEK, 1984; LEITÃO-FILHO et al., 1993; SCHLITTLER; DEMARINIS; CESAR, 1993; SUNDARAPANDIAN; SWAMY, 1999; WERNECK; PEDRALLI; GIESEKE, 2001).

A principal ênfase dos primeiros estudos de serapilheira era dada na quantidade, composição e distribuição (CHANDLER JUNIOR, 1944; KITTREDGE, 1948; VIRO, 1955). Recentemente, os estudos têm se modificado para avaliar o papel ecológico da serapilheira na ciclagem de nutrientes nas florestas (BRINGMARK, 1977; WARING; SCHLESINGER, 1985; HAASE, 1999; GORDON; CHOURMOUZIS; GORDON, 2000; ZIMMERMANN et al., 2002), e sua interação com variáveis bióticas e abióticas (CÁRCAMO et al., 2000;

PRESCOTT; BLEVINS; STALEY, 2000; TROFYMOW et al., 2002; PRESCOTT; HOPE; BLEVINS, 2003). Esta mudança é importante para o entendimento sobre os padrões de produção de serapilheira ao longo dos estágios de desenvolvimento da floresta e dos gradientes ambientais. Além disso, por ser a maior responsável pela entrada de nutrientes no solo das florestas, a serapilheira proporciona substrato para os microorganismos e para os processos biogeoquímicos. Esses processos dirigem a ciclagem dos nutrientes dentro dos ecossistemas interferindo, portanto, nos processos de transformação de N.

2.4 Dinâmica do nitrogênio em ecossistemas

A disponibilidade de nitrogênio controla muitos aspectos biogeoquímicos do funcionamento dos ecossistemas de forma local e global (SCHLESINGER, 1997). O nitrogênio freqüentemente limita a taxa de produção primária líquida em terra firme e nos oceanos (VITOUSEK; HOWARTH, 1991).

Uma série de evidências aponta que o nitrogênio é relativamente mais disponível em florestas tropicais do que na maioria dos ecossistemas temperados (MARTINELLI et al., 1999), e que, em média, mais N circula anualmente em altas concentrações através das florestas tropicais do que nas florestas temperadas (VITOUSEK, 1984; VITOUSEK; SANFORD, 1986; MARTINELLI et al., 1999). Nos trópicos, a exceção para esta generalização são as florestas com solos arenosos e as florestas montanhosas que são relativamente empobrecidas em N (SALATI; SYLVESTERBRADLEY; VICTORIA, 1982; CUEVAS; MEDINA, 1986). Quando o N se encontra em excesso em florestas tropicais, seu ciclo tende a ser mais aberto que em sistemas temperados (MARTINELLI et al., 1999). No entanto, existem diferenças nos meios pelos quais o nitrogênio é 'perdido', sendo que as perdas de N de ecossistemas com baixo teor deste nutriente ocorrem predominantemente na forma de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD), ao passo que em ecossistemas onde o N se encontra em excesso essa perda ocorre através da emissão de gases (MATSON et al., 1999).

Estudos utilizando isótopos de N ($\delta^{15}\text{N}$) em florestas tropicais mostram que, de modo geral, sistemas limitados por N apresentam valores menos enriquecidos em ^{15}N que os sistemas onde essa limitação não ocorre e, onde o ciclo de N é mais aberto, com maiores perdas de N (FIGUEIRA, 2006). Essa diferença é atribuída a fatores que influenciam os processos bioquímicos das transformações do N, tais como acidez, aeração, umidade, temperatura, nutrientes e mineralogia (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A respeito das mudanças no uso da terra, a conversão de florestas tropicais em pastagem tem resultado em uma diminuição no ciclo do N e uma mudança na natureza dos estoques de nitrogênio inorgânico do solo (REINERS et al., 1994; VERCHOT et al., 1999). Alterações na dinâmica do nitrogênio em virtude de perturbações de origem antrópica ou natural em ecossistemas tropicais têm mostrado a redução da disponibilidade de N e de sua ciclagem. Estas alterações tornam o ciclo do N mais ‘fechado’ em virtude de sua demanda para suprir as necessidades da vegetação. (FIGUEIRA, 2006).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da área de estudo

Este estudo foi conduzido no Estado de São Paulo, no Parque Estadual da Serra do Mar – PESM (Figura 2), nos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia. A Serra do Mar consiste em um conjunto de escarpas festonadas com cerca de 1.000 km de extensão, em que termina o Planalto Atlântico no trecho voltado para a Bacia de Santos. Ela se estende do Rio de Janeiro ao norte de Santa Catarina (ALMEIDA; CARNEIRO, 1998). Geólogos e geógrafos atribuem sua origem de processos tectônicos de movimentação vertical realizados no Cenozóico (ALMEIDA, 1976; ASMUS; FERRARI, 1978).



Figura 2 – Mapa da localização das áreas de estudo do Parque Estadual da Serra do Mar (Fonte Google)

Com quase 315 mil ha, numa extensão que vai desde a divisa de São Paulo com o Rio de Janeiro até Itariri, no sul do estado de São Paulo, o PESM, criado em 1977 através do Decreto Estadual nº. 10.251, de 30 de agosto de 1977 (posteriormente alterado pelo Decreto

Estadual nº. 13.313 de 06 de março de 1979), representa a maior porção contínua preservada de Mata Atlântica do Brasil. No seu limite norte, o PESH apresenta uma pequena sobreposição com o Parque Nacional da Serra da Bocaina (JOLY; MARTINELLI, 2004).

Devido às suas dimensões, o PESH é administrado por Núcleos, que são bases instaladas em áreas de domínio do estado. No presente trabalho as áreas de estudo estão limitadas aos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia.

Núcleo Santa Virgínia (23° 17' a 23° 24' S e 45° 03' a 45° 11' W)

Situado nos municípios de São Luís do Paraitinga (70%), Cunha (20%) e Ubatuba (10%), os cerca de 5.000 ha do Núcleo Santa Virgínia são recobertos, predominantemente, pela **Floresta Ombrófila Densa Montana** (VELOSO; FILHO; LIMA, 1991), pois o Núcleo situa-se a uma altitude que varia de 850 a 1.100 m. Nesta região de escarpas e reversos da Serra do Mar, no Planalto de Paraitinga-Paraibuna, o relevo apresenta fortes declividades (24° a 37°). O clima regional é semi-tropical, sem estação seca (SETZER, 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.000 mm. Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 60 mm.

Núcleo Picinguaba (23° 31' a 23° 34' S e 45° 02' a 45° 05' W)

Situado no município de Ubatuba, os cerca de 47.500 ha do Núcleo Picinguaba representam a única porção do Parque Estadual da Serra do Mar que atinge a orla marinha (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE - SMA, 1996). Conseqüentemente, o Núcleo apresenta um mosaico vegetacional que inclui Formações Pioneiras com Influência Marinha (Dunas); Formações Pioneiras com Influência Fluvial (Caxetal); Formações Pioneiras com Influência Flúvio-Marinha (Mangue), **Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas** (Mata de

Restinga), **Floresta Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa Montana** (ASSIS, 1999).

O relevo da região é dominado pela Planície Costeira, passa pelos morros isolados e serras alongadas da Morraria Costeira, atingindo no seu limite interior as escarpas, festonadas ou com espigões digitados, da Serrania Costeira (PONÇANO et al., 1981). As altitudes no Núcleo Picinguaba variam do nível do mar a 1.340 metros. O clima regional é tropical úmido, sem estação seca (SETZER, 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.200 mm. Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 80 mm.

3.2 Redefinição do sistema de classificação da vegetação

Ao longo das visitas de campo das diversas equipes de pesquisa do projeto Biota Gradiente Funcional foi possível confirmar dados de literatura (ASSIS, 1999) os quais mostram que, no litoral norte do Estado de São Paulo, a floresta que ocorre sobre os solos arenosos da restinga é muito distinta da floresta que ocorre no sopé da serra e na encosta. Esta constatação levou a adoção de uma alteração do Sistema de Classificação proposto por Veloso; Filho; Lima (1991) e, no âmbito deste projeto, passou-se a adotar as seguintes denominações:

Floresta de Restinga – uma variação da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas de Veloso; Filho; Lima (1991), é a formação florestal que ocorre sobre os cordões arenosos do litoral, em altitudes que variam de 0 a 50 metros.

Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (FODTB) – neste projeto se enquadra nesta categoria a formação florestal que recobre o sopé da Serra do Mar, em altitudes que variam de 50 a 100 metros de altitude, e ocorre sobre solos originários da sedimentação de material oriundo da erosão das áreas mais elevadas da Serra do Mar. Outra peculiaridade desta formação é a presença conspícua de matações rochosos, resultantes do processo de erosão do

cristalino, e um grande número de leitos secos de riachos, que se formam em função da dinâmica fluvial de cada área.

Floresta Ombrófila Densa Submontana (FODS) – corresponde à formação florestal que recobre as áreas entre 100 e 500 metros de altitude.

Floresta Ombrófila Densa Montana (FODM) – segue a classificação clássica de Veloso; Filho; Lima (1991), correspondendo à formação florestal que recobre a Serra do Mar em altitudes que variam de 500 a 1.200 metros.

3.3 Desenho amostral

Para o desenvolvimento deste projeto, adotou-se o desenho amostral sugerido a partir das alterações em relação ao proposto por Veloso; Filho; Lima (1991), onde o delineamento amostral passou a ser o seguinte: (1) Em cada uma das três fitofisionomias (FODTB, FODS, FODM) foram instaladas 4 parcelas, de 1 hectare cada, isoladas e estatisticamente consideradas como réplicas e identificadas com letras do alfabeto (A a N); (2) As parcelas constituem unidades de 1 ha (100 x 100 m) subdivididas em 100 sub-parcelas de 10 x 10 m. Essas foram delimitadas por equipe especializada de topografia, utilizando-se de instrumentos de alta precisão, como teodolito e nível digitais, altímetro e GPS. O limite externo das parcelas foi delimitado colocando-se estacas de 1,2 metros de tubo de PVC $\frac{3}{4}$ a cada 10 metros. A cada 50 metros foi colocada uma estaca de tubo de PVC de 5 polegadas. Em cada ponto correspondente à posição das estacas foi registrado o nível altimétrico, que permitiu a elaboração precisa do mapeamento topográfico de cada parcela.

3.4 Localização das parcelas de estudo

Parcelas B a E - localizam-se próximas à margem do rio da Fazenda e da trilha do Corisco, cerca de 1 km além da Casa da Farinha do Núcleo Picinguaba, em cotas que variam de aproximadamente 40 a 80 m, representando a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Figura 3).

Parcelas G a J - localizam-se na Fazenda Capricórnio, em cotas de altitudes que variam entre 180 a 390 m, aproximadamente, e representam a Floresta Ombrófila Submontana (Figura 3).

Parcelas K, L, M e N - representam a Floresta Ombrófila Densa Montana e estão alocadas em área no Núcleo Santa Virgínia, em altitudes aproximadas de 900 m a 1.000 m (Figura 3).

Para facilitar a leitura deste trabalho, foram adotadas as seguintes denominações:

- 100 m – Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (parcelas B a E);
- 400 m – Floresta Ombrófila Densa Submontana (parcelas G a J); e
- 1000 m – Floresta Ombrófila Densa Montana (parcelas K a N)

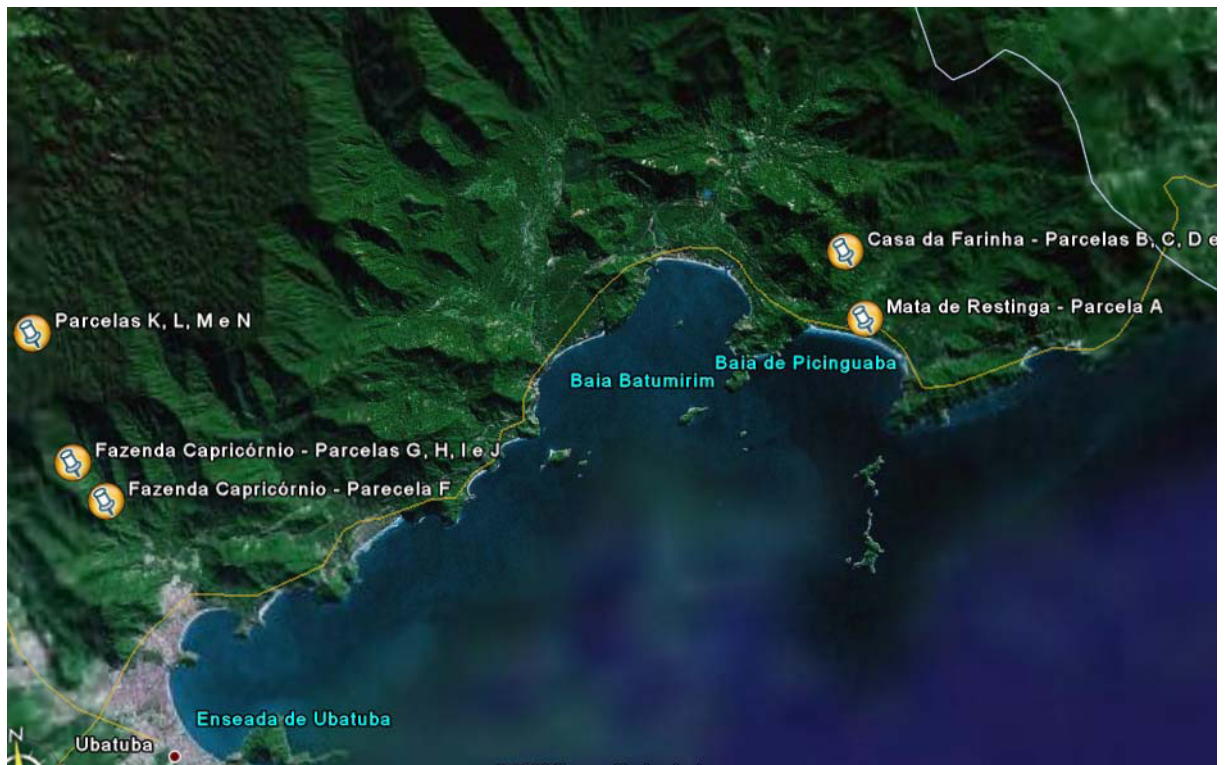


Figura 3 - Localização das parcelas do estudo (fonte Google Earth 2007)

3.5 Coleta e análise de raízes

As coletas de raízes finas foram realizadas em duas campanhas: uma no mês de janeiro de 2007 e outra em agosto do mesmo ano, representando os períodos chuvoso e menos chuvoso, respectivamente. De forma a padronizar os termos, a estação mais chuvosa (setembro a abril) foi denominada “chuvosa” e a de menos chuva (junho a agosto), “seca”.

Em cada parcela foram coletadas 5 amostras, cada uma em local escolhido aleatoriamente. Para cada altitude foram coletadas, portanto, 20 amostras (das 4 parcelas de cada altitude), totalizando 60 por período (20 amostras em cada altitude). As amostras de solo foram coletadas com anéis volumétricos (diâmetro: 124,03 cm²), em um perfil de 10 cm de profundidade do solo. As amostras foram transferidas para sacos plásticos identificados e levadas ao laboratório onde o processamento das mesmas perdurou por 60 dias.

As amostras foram armazenadas em geladeiras com temperatura em torno de 4 °C até o processamento das mesmas. No laboratório, as amostras foram lavadas e separadas do solo passando-as por 3 peneiradas com malhas decrescentes (2,0, 0,5 e 0,2 mm, respectivamente; modelo Nalgene). Somente raízes finas (≤ 2 mm de diâmetro) foram consideradas para análise. Após separação nas peneiras, as raízes vivas (biomassa) e raízes mortas (necromassa) foram distinguidas com auxílio de microscópio com base em sua elasticidade, grau de coesão do cortex, epiderme e estelo (VOGT; PERSSON, 1991). Após a triagem, as amostras foram levadas à estufa para secagem a 65°C (48 horas) e então pesadas para a determinação da biomassa e necromassa das raízes e, também, as concentrações de carbono (C) e N.

3.6 Coletas de solo

As amostras de solo foram coletadas a 10 cm do perfil nas áreas onde as câmaras de coleta de gás foram instaladas. A partir dessas amostras, foram obtidas as taxas de umidade gravimétrica e percentagem de poros do solo preenchidos por água (WFPS – water filled pore

space). As amostras foram processadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – USP.

Os demais dados de análise química e físicas dos gradientes foram obtidos junto ao projeto de doutoramento de Susian Martins (Fapesp processo n° 05/57950-4) e são apresentados no item 3.11.2.

3.7 Determinação da umidade e dos espaços porosos do solo preenchidos por água (water filled pore space - WFPS)

Para determinação da umidade, subamostras de 10g de cada amostra de solo foram separadas e levadas para secagem em estufa à temperatura de 105 °C para determinação da umidade gravimétrica. Usando o valor de densidade aparente do solo 0,98, 1,06 e 0,8 g m⁻³ (100, 400 e 1000m, respectivamente) foram determinados os valores de WFPS de cada tipo de vegetação. Os valores de densidade de solo foram calculados a partir dos resultados das análises físico-químicas dos solos das parcelas do estudo (item 3.11.2).

A fórmula para cálculo do WFPS é dada abaixo:

$$WFPS = \frac{\text{umidade gravimétrica} \times \text{densidade aparente}}{\text{porosidade total}} \quad (6)$$

onde a porosidade total foi calculada pela expressão: 1 – (densidade aparente/densidade da partícula), sendo assumido o valor de densidade de partícula do solo de 2,68 Mg m⁻³ (CARMO et al., 2007).

3.8 Coleta das amostras de N₂O

Os pontos para coleta de amostras de gás do solo foram determinados a partir da distribuição aleatória dos mesmos ao longo de uma linha (fita métrica) de 30 m em cada

parcela. A orientação para o direcionamento de cada linha variou a cada mês, segundo coordenadas angulares (azimutes) determinadas por sorteio.

Para coleta dos gases foram utilizadas câmaras de PVC, de formato cilíndrico, com 16 cm de altura e 29 cm de diâmetro (Figura 4a).



Figura 4 - Fotografias A e B ilustram o colar e tampa utilizados na coleta das amostras de gás; fotografia C ilustra os frascos para armazenamento e seringa para coleta e fotografia D o cromatógrafo a gás para análise das amostras

Para a determinação do fluxo, a câmara foi fixada na superfície do solo através de movimentos rotacionais, de forma a minimizar alterações na serapilheira ou no material orgânico da superfície do solo, e ao mesmo tempo, assegurar boa vedação. A profundidade de penetração da câmara no solo foi de aproximadamente 1 a 2 cm. Para o cálculo de volume exato da câmara, todas as bases tiveram a sua altura medida em três pontos distintos em relação à superfície do solo. Para as medidas dos fluxo, além de um orifício para a coleta do

gás, outro orifício foi utilizado para manter a pressão interna da câmara igualada à atmosférica (HUTCHINSON; MOSIER, 1981) (Figura 4a e b).

Com o auxílio de uma seringa de nylon de 60 mL (Figura 4c), as amostras dos gases acumulados no interior da câmara foram coletadas e depositadas em pequenos frascos de vidro vedados com tampas de borracha (Figura 4c). Para cada câmara foram coletados quatro frascos durante o período médio de 30 minutos, sendo a primeira amostra coletada após 1 minuto do fechamento da câmara e o restante aos 10, 20 e 30 minutos posteriores. O fluxo foi determinado por regressão linear da curva.

Juntamente com a coleta de gases foram tomadas as medidas de pressão atmosférica, temperatura do solo e temperatura do ar. Para as medidas de temperatura foram utilizados termômetros portáteis e para a medida de pressão foi utilizado um barômetro.

As amostras de N₂O foram analisadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP por cromatografia gasosa (Shimadzu modelo GC-14A) utilizando-se um detector de captura de elétrons (ECD) que operava à temperatura de 310 °C (BOWDEN et al., 1990). O equipamento utilizado foi um cromatógrafo Shimadzu modelo GC-14A instalado no laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP (Figura 4d).

3.9 Cálculo do fluxo de N₂O

Os fluxos de gás da superfície do solo (F), expressos em $\mu\text{mol m}^{-2} \text{min}^{-1}$, foram calculados a partir da seguinte equação:

$$F = \frac{dC}{dt} \cdot \frac{V}{A} \cdot \frac{Mm}{Mv}, \quad (7)$$

Onde:

dC/dt ($\mu\text{mol mol}^{-1} \text{min}^{-1}$) é a taxa de mudança de concentração do gás ao longo das amostras coletadas nos tempos 1, 10, 20 e 30 minutos; V (m^3) é o volume da câmara; A (m^2) é

a área da superfície coberta pela câmara; Mm (mg mol^{-1}) é o peso molecular do gás; e Mv ($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$) é o volume molecular ($0.0225 \text{ m}^3 \text{mol}^{-1}$).

3.10 Análise estatística

Os testes estatísticos foram realizados através do uso do software estatístico Minitab 15 (Minitab Inc. 2006). Para testar a normalidade dos dados de fluxos de N_2O , WFPS, temperatura, amônio, nitrato, mineralização, nitrificação, raízes, serapilheira, foi utilizado o teste Kolmogorov-Smirnoff. Somente os dados de fluxo de N_2O não seguiram uma distribuição normal e, por esta razão, foram normalizados através de transformação logarítma para aplicação da análise de variância (ANOVA) e posteriormente submetidos ao teste de Tukey (5%) para a determinação das diferenças entre as médias dos fluxos com cada altitude. Para se testar as diferenças entre os fluxos de óxido nitroso (variável dependente) nas três altitudes (variáveis independentes) foi utilizada a análise de variância com dois fatores (ANOVA). As médias mensais de temperatura, WFPS e umidade do solo, e dados de raízes (variáveis independentes) também foram comparadas (ANOVA) entre as altitudes. Para as análises das relações entre umidade, temperatura do solo, WFPS, raízes e serapilheira com os fluxos de N_2O foram utilizadas análises de regressão linear. A significância foi determinada ao nível de 95%.

3.11 Dados subsidiários

Várias informações imprescindíveis para interpretar os resultados deste estudo foram obtidas junto a outros estudos conduzidos pelo projeto temático Biota Gradiente. A Tabela 1 descreve o tipo e o responsável pelas informações geradas e que foram utilizadas neste estudo.

Tabela 1 - Relação das fontes dos dados secundários utilizados nesta pesquisa

Informação	Fonte
Precipitação diária	Dr. Plínio Camargo, Departamento de Águas e Esgoto do Estado de São Paulo (DAEE-SP), e estação de coleta do Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar
Análises físico-químicas de perfis de solo e estoque de nitrogênio no solo até 1 m de profundidade	MSc. Susian Martins e Dra Marisa Piccolo
Concentração de nitrato e amônio na solução do solo e taxas de mineralização e nitrificação	Dra. Janaína Braga do Carmo
Taxa de deposição de serapilheira	Dr. Luiz Antonio Martinelli

3.11.1 Coleta de dados de precipitação

A precipitação foi medida através de coletores instalados nas bases dos Núcleos Santa Virgínia (1000 m) e Picinguaba (100 m). Por não haver nenhum coletor de precipitação ou dados disponíveis para a Floresta Submontana (400m), foram adotados os valores das médias históricas mensais da estação E2-009 do Departamento de Água e Energia do Estado de São Paulo (DAEE), situada no município de Ubatuba (220 m de altitude), a uma distância de aproximadamente 30 km do local das coletas. Da mesma forma, por não haver dados de precipitação disponíveis para os meses de abril a agosto de 2007 para as parcelas da altitude 1000m, foram adotados dados da estação E2-136 (DAEE), situada no município de Natividade da Serra (760 m de altitude), localizados a 26 km de distância das parcelas de coleta.

De acordo com os dados obtidos das estações situadas nos núcleos Santa Virgínia e Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar) e também das estações do Departamento de Águas e Energia do Estado de São Paulo (DAEE), a precipitação mensal durante os anos de

2006 e 2007 foi semelhante à precipitação mensal obtida através das médias históricas (Figura 5 e 6).

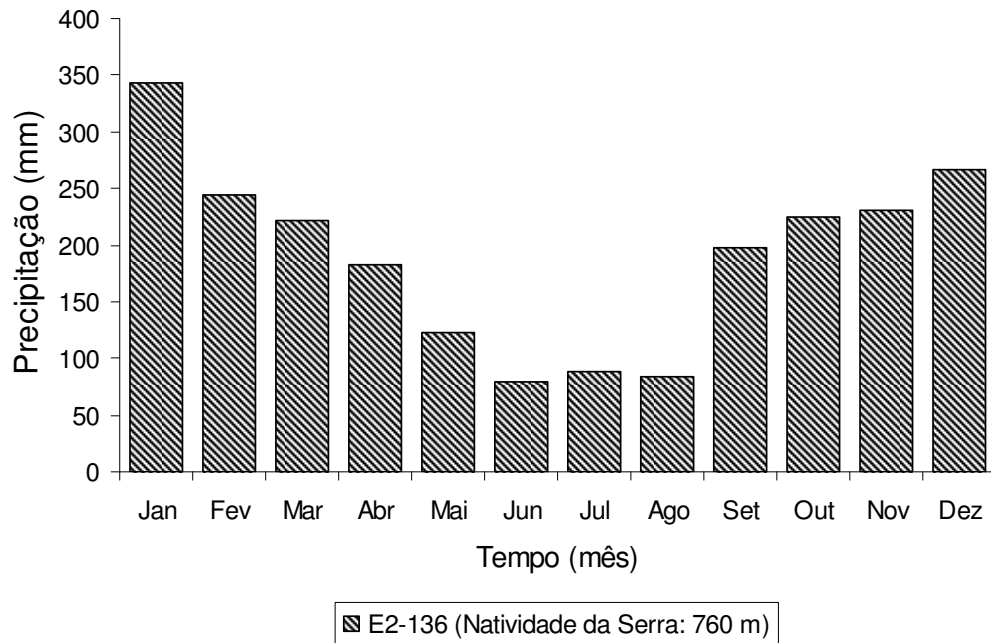


Figura 5 - Média histórica mensal da precipitação no município de Natividade da Serra (estação E2-136, DAEE-SP), situada a uma altitude de 760 m. Média histórica de 31 anos (1973-2004)

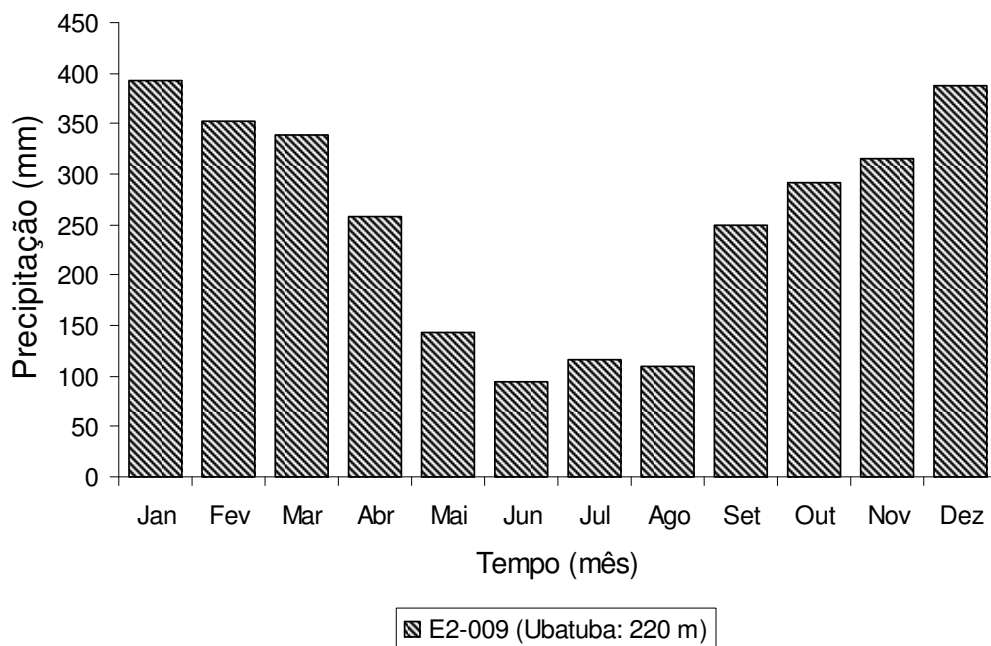


Figura 6 - Média histórica mensal da precipitação no município de Ubatuba (E2-009, DAEE-SP), situado a uma altitude de 220 m. Média histórica de 47 anos (1957-2004)

As médias mensais de precipitação nos meses de janeiro a março de 2007 na altitude 1000m (Figura 7) foram relativamente menores (<300 mm) que as médias obtidas nos meses correspondentes nos dados históricos da estação E2-136 (<200 mm) (Figura 5). Nos demais meses, não houve diferença significativa ($P>0,05$) entre as médias dos anos desta pesquisa e as médias dos dados históricos.

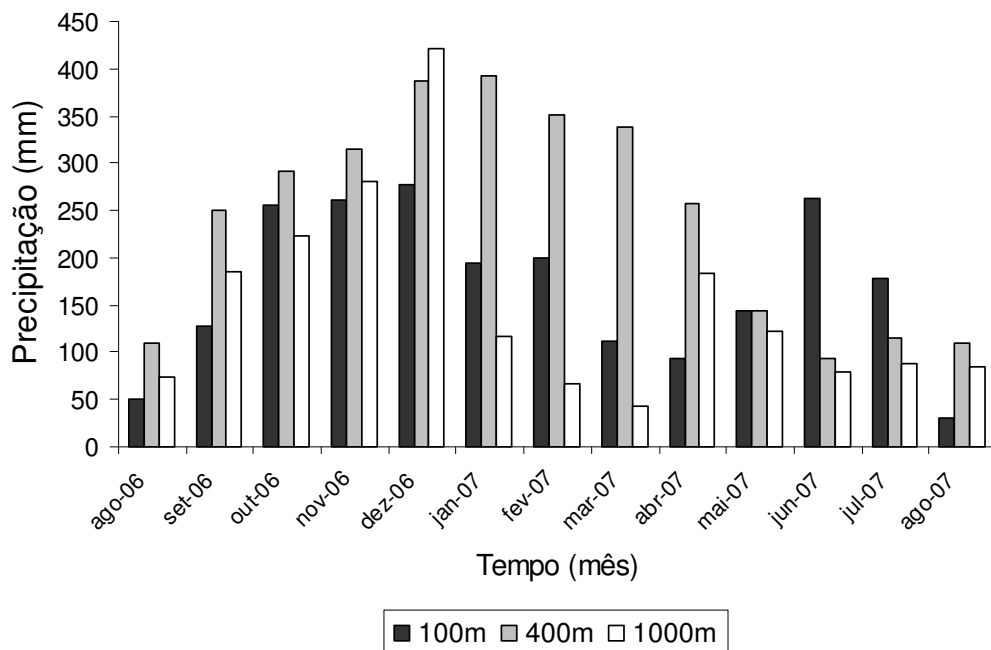


Figura 7 - Precipitação mensal nas três altitudes estudadas (100m, 400m e 1000m de altitude)

3.11.2 Análises físico-químicas do solo

As amostras de solo para caracterização química e física e para determinação dos teores totais e estoque de C e N do solo das áreas de estudo foram coletadas nas três altitudes, em duas parcelas de cada altitude, em um perfil de 1 m de profundidade. Os dados das análises dos solos foram obtidos a partir do relatório científico da doutoranda Susian Martins apresentado à Fapesp (processo nº 05/57950-4).

De acordo com os dados, os solos nas três áreas contêm uma baixa concentração de nutrientes para as plantas. A maior reserva nutricional se encontra nas primeiras camadas do solo, havendo um decréscimo na concentração dos elementos com a profundidade. Os valores de pH também decresceram com a profundidade em todas as áreas e foram sempre menores que 5, caracterizando estes solos como ácidos. Os solos na camada mais superficial (0-10 cm) nas três altitudes tiveram na maioria das parcelas textura média (franco-argilo-arenos). A exceção foi a parcela B, situada a 100m de altitude, a qual apresentou textura mais argilosa na mesma profundidade.

Ao longo do perfil de 1 m de profundidade do solo, os teores de carbono diminuíram com a profundidade o que pode ser explicado pela maior concentração de matéria orgânica e material em decomposição nas camadas superiores.

Os valores de densidade do solo determinados para a profundidade de 10 cm foram $0,98 \text{ g m}^{-3}$ (100 m), $1,06 \text{ g m}^{-3}$ (400 m) e $0,8 \text{ g m}^{-3}$ (1000 m).

As concentrações de nitrogênio total do solo variaram entre 0,2 e 0,8 % nas camadas superficiais do solo (10 cm) e diminuíram com a profundidade. O maior valor 0,8% foi encontrado na altitude 1000 m. O estoque de N foi significativamente diferente entre as altitudes ($P < 0,05$) e apresentou aumento com a altitude (Figura 8).

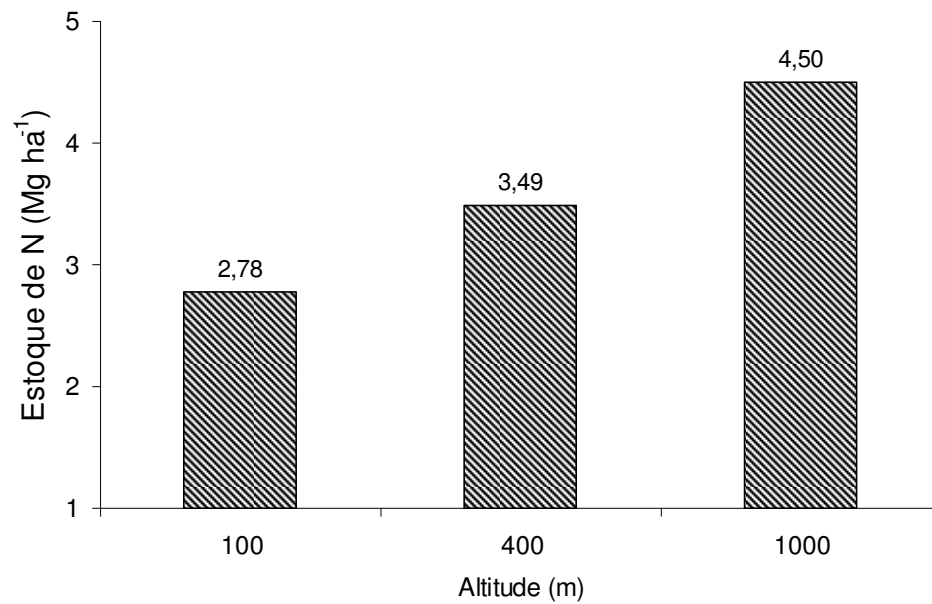


Figura 8 - Estoque de nitrogênio total do solo em um perfil de 0-10 cm de profundidade nas três altitudes estudadas

A variação dos teores de carbono foi similar ao nitrogênio e aumentou significativamente ($P < 0,05$) com a altitude. Os maiores estoques de C foram encontrados nos solos localizados na maior altitude (1000 m) (Figura 9).

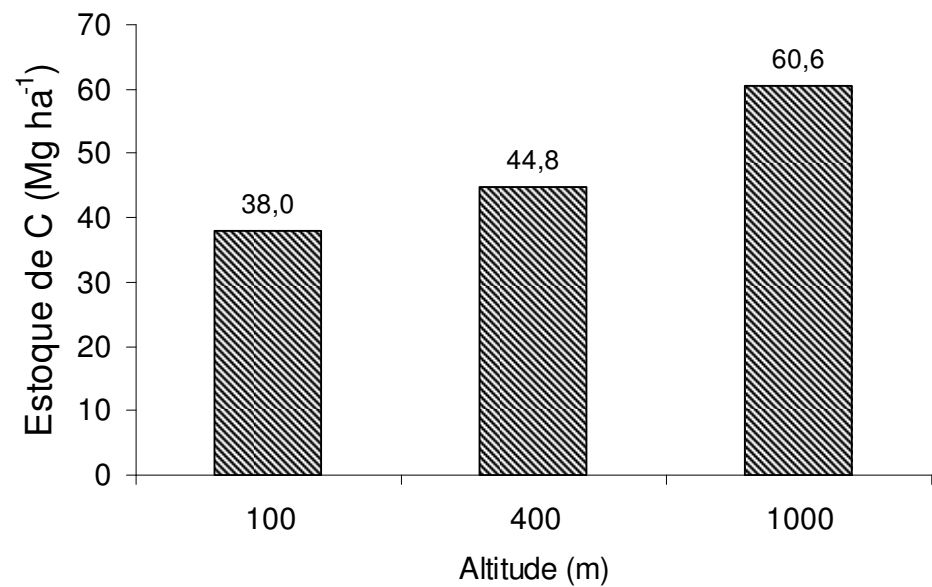


Figura 9 - Estoque de carbono do solo em um perfil de 0-10 cm de profundidade do solo nas três altitudes estudadas

A relação C:N foi similar entre os solos das três altitudes e variou entre 13 e 14.

3.11.3 Coleta de serapilheira e estimativa da taxa de decomposição

Para avaliar a produção de serapilheira foram colocados 30 coletores circulares de 80 cm de diâmetro com fundo em tela de náilon com malha de 1 x 1 mm em cada parcela selecionada. Os coletores foram distribuídos de forma aleatória em parcelas escolhidas por sorteio (B, E, G, I, J, K, L, N), posicionados a 50 cm acima da superfície do solo. O material interceptado pelos coletores foi recolhido regularmente em intervalos de 15 dias, sendo transferido para sacos de papel etiquetados. A cada amostragem foram coletadas 240 amostras.

A serapilheira então coletada foi submetida à secagem prévia e separada manualmente nas frações: folhas, flores, frutos/sementes e ramos com até 2 cm de diâmetro. Após a triagem, as frações foram acondicionadas em sacos de papel etiquetados e levadas para secagem em estufa a 60°C, até peso constante. Posteriormente, cada fração foi pesada em balança analítica. Com os dados obtidos, foram calculadas as médias quinzenais de deposição da serapilheira total e de suas frações (Figura 10).

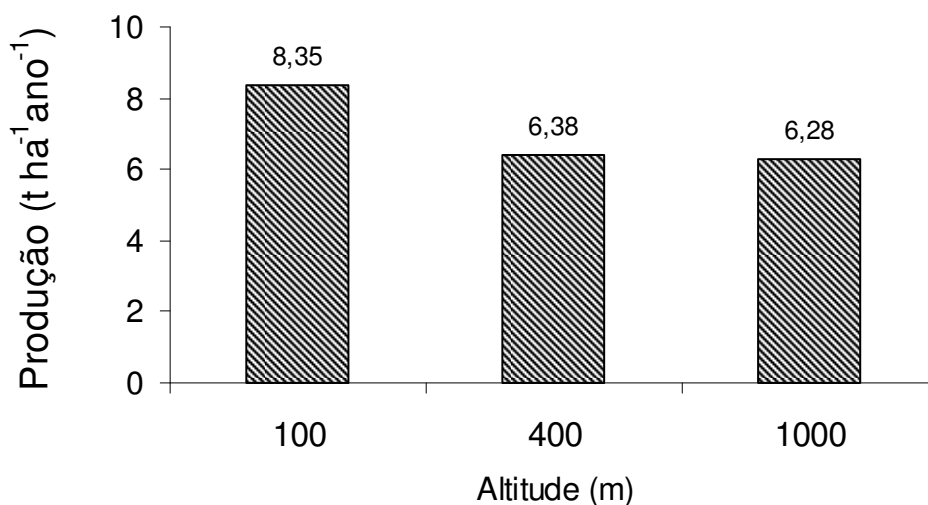


Figura 10 - Produção de serapilheira nas três altitudes entre março e outubro de 2007

A altitude 100 m apresentou maior produção de serapilheira. Entre as demais altitudes não houve diferença significativa na produção. A maior parte da produção é constituída por folhas, o que corresponde, para cada altitude, mais de 50 % do total produzido.

A serapilheira acumulada na superfície do solo também foi estimada. Foram realizadas coletas mensais com auxílio de um molde vazado de 0,3 x 0,3 m, lançado próximo aos coletores circulares. A serapilheira circunscrita na moldura foi coletada em sacos devidamente etiquetados, sendo empregado o mesmo procedimento de secagem e pesagem da serapilheira depositada nos coletores circulares. Ao contrário da produção, o estoque de serapilheira aumentou ao longo das altitudes (Figura 11).

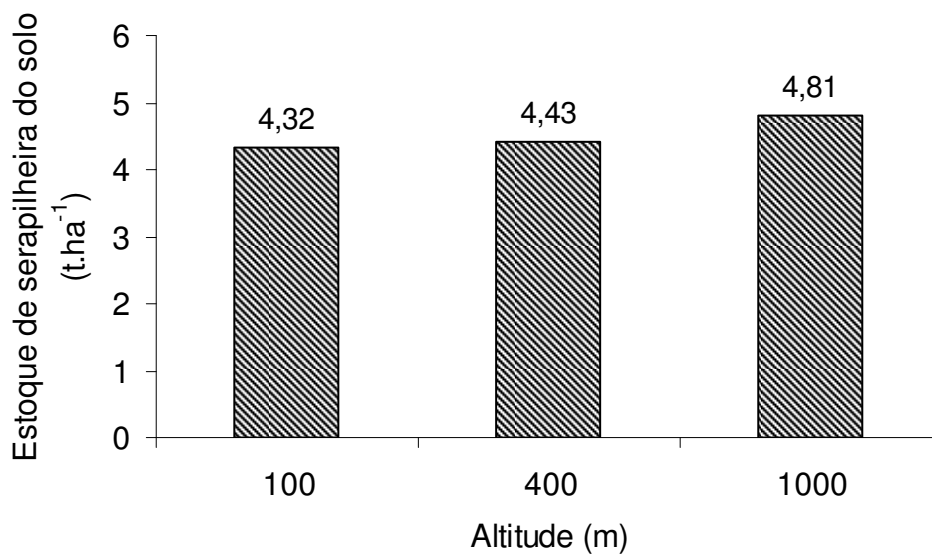


Figura 11 - Estoque de serapilheira no solo das três altitudes

A taxa de decomposição da serapilheira foi estimada através da equação proposta por Olson (1963).

$$k = \frac{L}{X_{SS}} \quad (8)$$

onde,

K = constante de decomposição

L = produção anual de serapilheira (g/m^2)

X_{ss} = média anual da serapilheira acumulada sobre o solo (g/m^2)

A partir do valor de K foi calculado o tempo médio em anos para que ocorra a decomposição de 50% ($t_{0,5}$) e 95% ($t_{0,05}$), estimados através da equação de Shanks e Olson (1961):

$$t_{0,5} = \ln 2/k = 0,693/k \quad (9)$$

$$t_{0,05} = 3/k \quad (10)$$

Os valores de k encontrados para as amostras de serapilheira coletada nas altitudes e os tempos para decomposição de 50 e 95% da serapilheira são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Taxa de decomposição (k) e tempos necessários para a decomposição de 50% ($t_{0,5}$) e 95% ($t_{0,05}$) da serapilheira

Altitude	Coefficiente de decomposição (k)	$t_{0,5}$ - anos	$t_{0,05}$ - anos
100m	2	0,3 (4 meses)	1 ano e 6 meses
400m	1,4	0,5 (6 meses)	2 anos e 1 mês
1000m	1,3	0,5 (6 meses)	2 anos e 3 meses

3.11.4 Nitrogênio inorgânico do solo

Amostras de 10 cm do perfil do solo foram coletadas das áreas onde as câmaras de coleta de gás foram instaladas. As amostras foram incubadas em laboratório durante 7 dias para extração e determinação das concentrações de amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), N-mineralizado e N-nitrificado. As amostras foram processadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – USP.

Entre as altitudes não houve diferença significativa entre as concentrações encontradas para NO_3^- , N-mineralizado e N-nitrificado ($P < 0,05$). Na altitude 1000 m a quantidade de N- NH_4^+ foi significativamente maior ($P < 0,05$) (Tabela 3).

Tabela 3 – N inorgânico do solo: taxas de mineralização e nitrificação ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), nitrato (N- NO_3^-) e amônio (N- NH_4^+) ($\mu\text{g g}^{-1}$), (média \pm desvio padrão)

	100 m	400 m	1000 m
N- NO_3^-	8,7 \pm 0,2	7,0 \pm 0,2	12,2 \pm 0,3
N- NH_4^+	4,0 \pm 0,2	4,0 \pm 0,1	9,7 \pm 0,2
Mineralização	0,6 \pm 0,2	1,6 \pm 0,1	3,4 \pm 0,2
Nitrificação	2,2 \pm 0,1	1,7 \pm 0,1	4,4 \pm 0,2

4 RESULTADOS

4.1 Umidade do solo e espaço poroso do solo preenchido por água (WFPS)

Os valores de umidade do solo foram significativamente ($P < 0,05$) maiores nos perfis das parcelas localizadas na maior altitude (1000 m) em relação aos perfis de solo localizados nas parcelas localizadas em altitudes menores, que por sua vez não diferiram estatisticamente entre si ($P > 0,05$) (Figura 12).

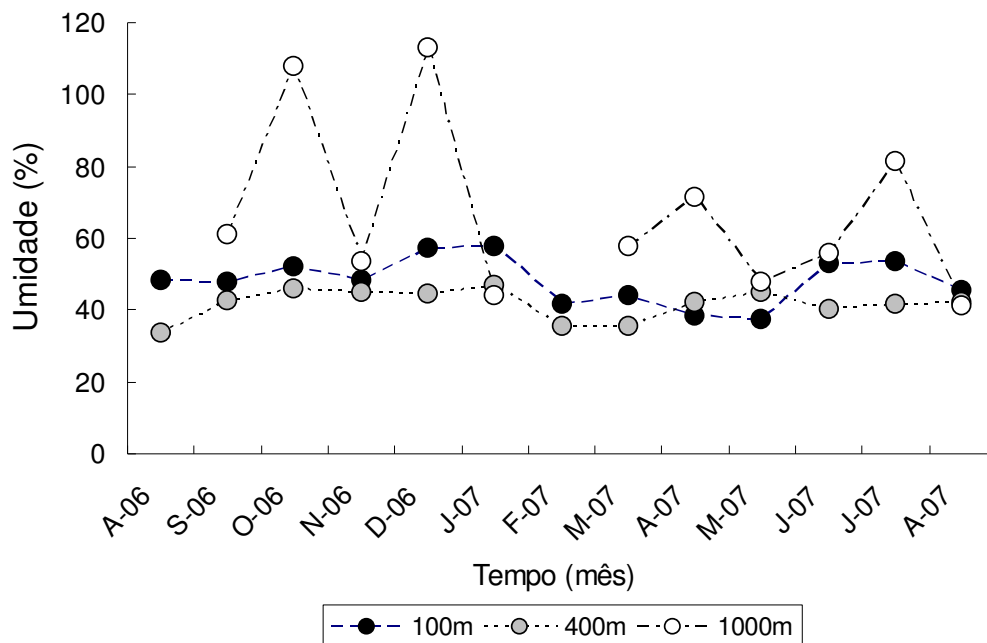


Figura 12 - Variação temporal da umidade do solo dos perfis de parcelas localizadas em diferentes altitudes. Apesar de não ficar visível no gráfico, foram inseridas as barras de erro padrão das médias.

Utilizando valores de densidade aparente do solo de $0,98$, $1,06$ e $0,8 \text{ g cm}^{-3}$ para os solos das altitudes 100, 400 e 1000 m, respectivamente (Item 5.10.2) foram calculados os valores de espaço poroso do solo preenchido por água (WFPS) para a profundidade de 10 cm de solo (Figura 13). Os solos localizados nas parcelas de menor altitude (100 m) tiveram valores médios mensais de WFPS significativamente maiores ($P < 0,05$) em relação às outras altitudes.

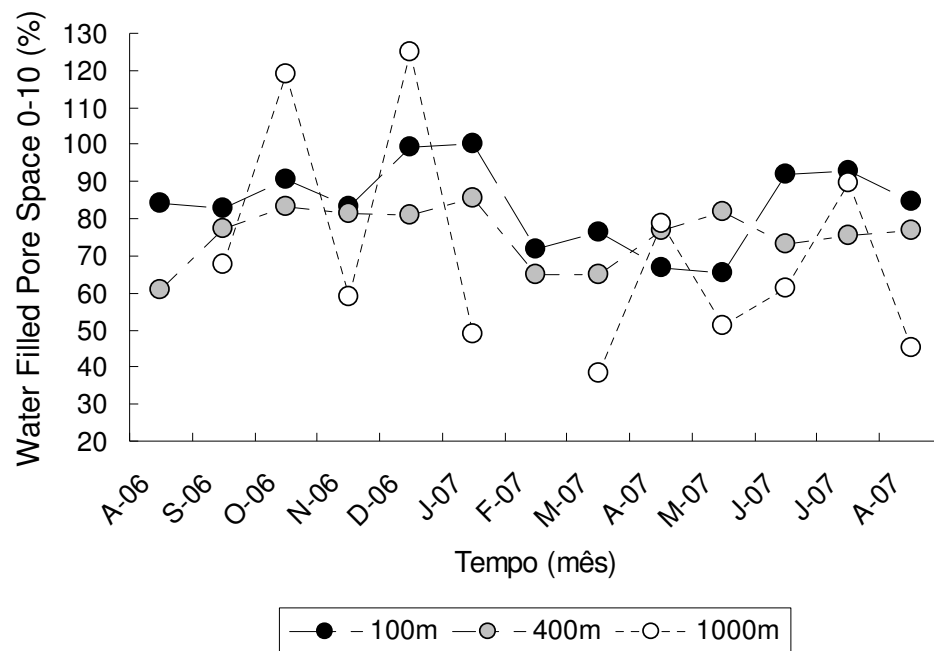


Figura 13 - Variação temporal das médias mensais dos Espaços do Solo Preenchidos por Água (WFPS). O erro padrão de cada média foi calculado e inserido no gráfico. As barras não são evidentes em virtude dos baixos valores de erro

4.2 Temperatura do solo e do ar

As temperaturas do solo foram estatisticamente menores ($P < 0,05$) nos perfis localizados na maior altitude, decrescendo com a altitude (Figura 14).

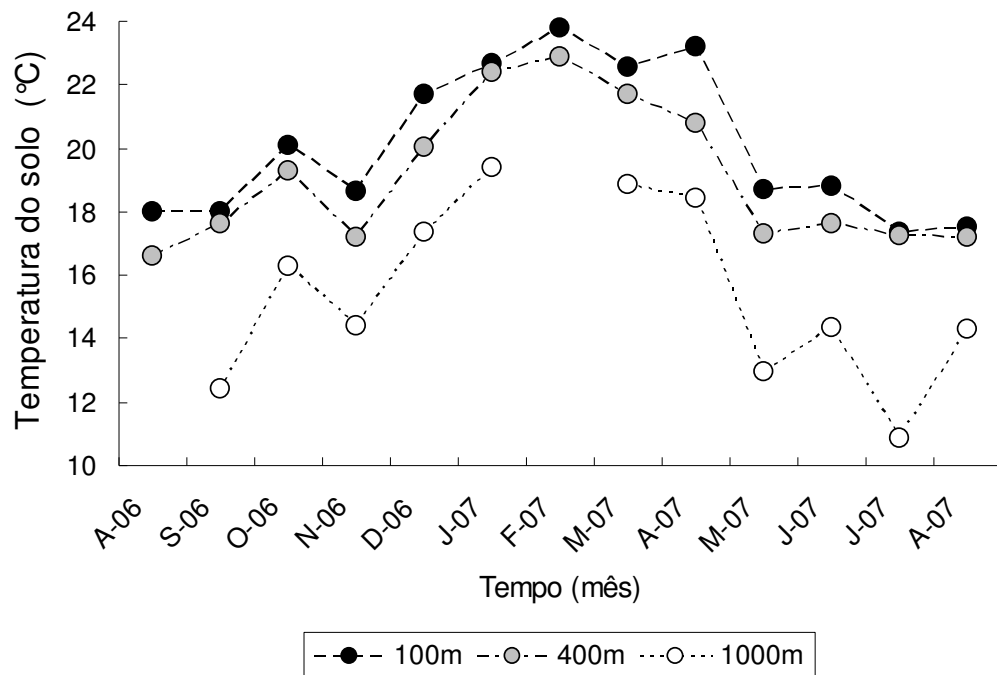


Figura 14 - Temperatura média mensal do solo nas diferentes altitudes. Os valores do erro padrão de cada média foram muito baixos e por esta razão não estão evidentes no gráfico

As temperaturas do ar, assim como as temperaturas do solo, também foram estatisticamente menores ($P < 0,05$) nos perfis localizados na maior altitude, e decrescendo com a altitude (Figura 15). A temperatura média mensal mais baixa registrada foi $8,7 \text{ }^\circ\text{C}$ ($\pm 0,03$) na altitude 1000 m e a média mais alta foi $25,4 \text{ }^\circ\text{C}$ ($\pm 0,03$) registrada na altitude 400m.

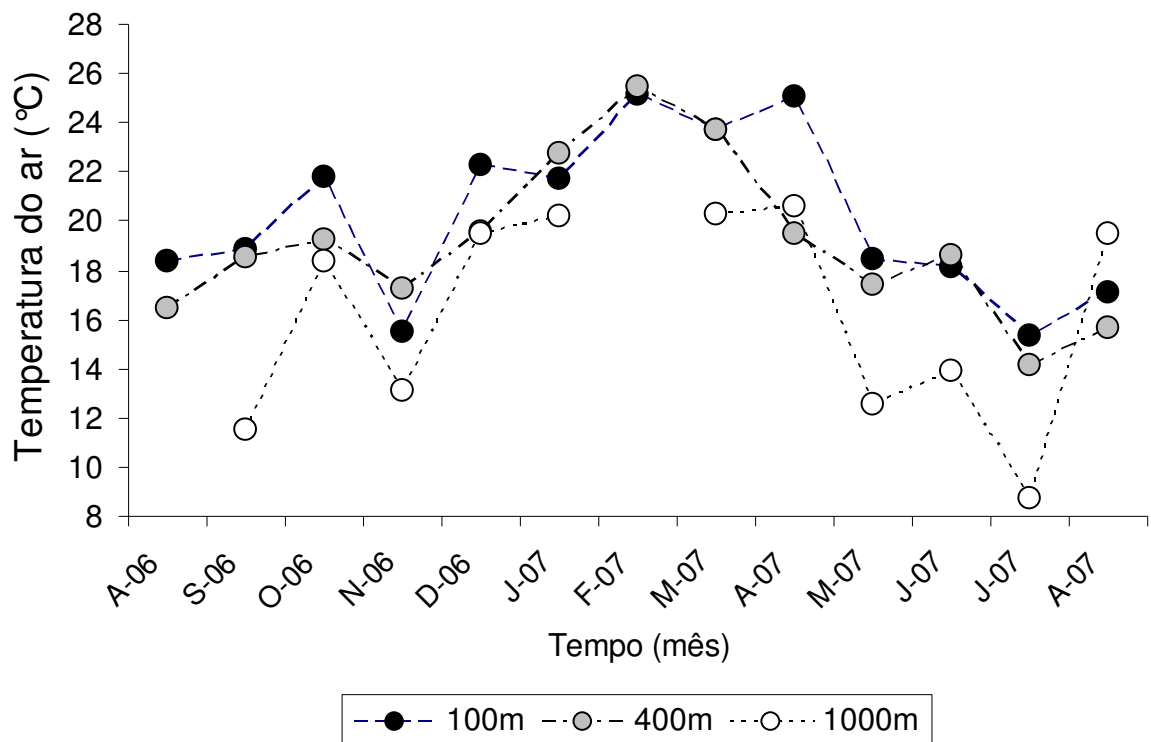


Figura 15 - Temperatura média mensal do ar nas diferentes altitudes. O erro padrão de cada média não é visualizado por ser muito baixo

4.3 Dinâmica de raízes finas

Na primeira campanha, realizada em janeiro 2007, durante o período chuvoso, as raízes vivas apresentaram maior biomassa ($P < 0,05$) em relação às raízes mortas (Figura 16). Entre as altitudes, notou-se que a biomassa de raízes vivas e mortas foi maior nos perfis de solo localizados na maior altitude (1000 m) (Figura 16).

Na segunda campanha, realizada em agosto 2007, durante o período seco, não houve diferença significativa entre a biomassa de raízes vivas e mortas ($P = 0,11$). Novamente, os perfis de solo localizados na maior altitude (1000 m) tiveram uma biomassa de raízes vivas e mortas significativamente maior ($P < 0,05$) em relação às demais altitudes (Figura 16). Por outro lado, não houve diferença significativa na biomassa de raízes nos perfis de solo situados entre as altitudes 100 e 400 m.

Entre as estações, houve diferença significativa entre a produção de raízes (vivas + mortas) e a estação seca apresentou maior produção ($P < 0,05$).

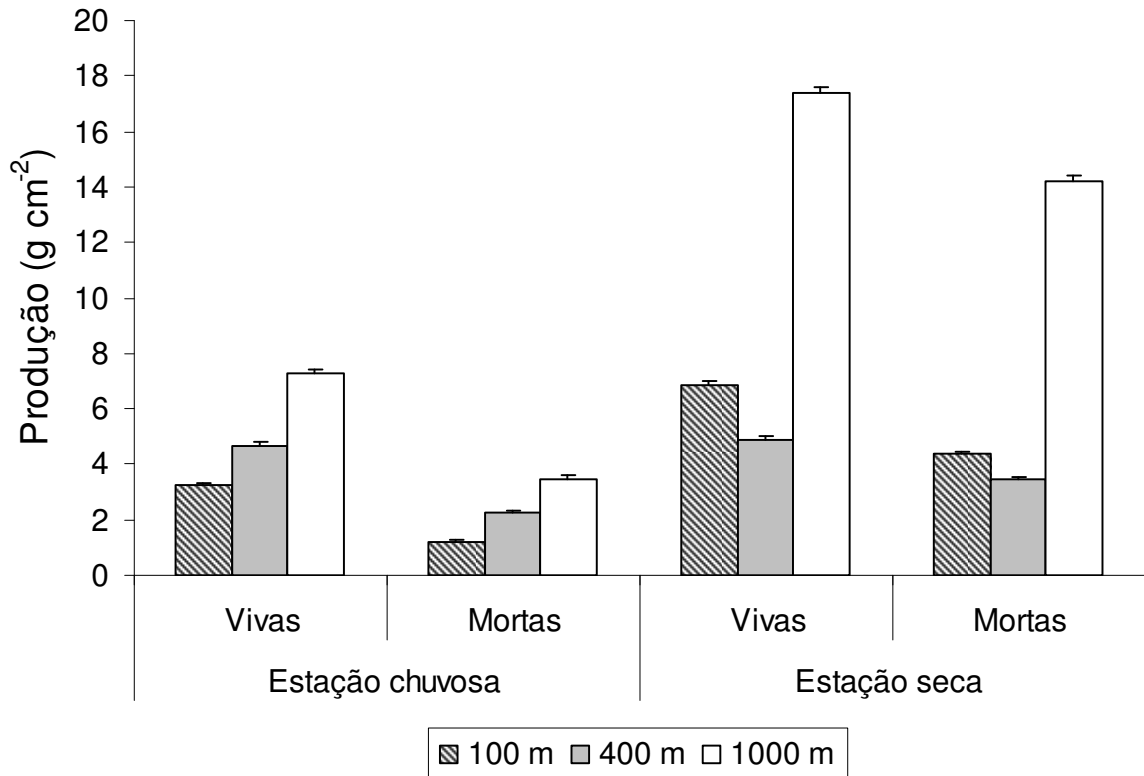


Figura 16 – Produção de raízes finas (vivas e mortas) nos perfis de solo localizados nas três altitudes, durante os períodos seco e chuvoso.

Durante a estação chuvosa a razão C:N de raízes vivas e mortas foi significativamente maior que ($P < 0,05$) as razões encontradas durante a estação seca independentemente da altitude do perfil do solo (Tabela 4). Em ambas as estações, a razão C:N das raízes vivas foi significativamente maior ($P < 0,05$) que a razão encontrada em raízes mortas.

Tabela 4 - Percentagens (médias \pm erro) de carbono (%C), nitrogênio (%N) e razão C/N das raízes (<2 mm) nas três altitudes durante as estações seca (jan/07) e chuvosa (ago/07)

Estação	Altitude (m)	Categoria	%C	%N	C:N
Chuvosa	100	Viva	42,8 ($\pm 0,10$)	1,3 ($\pm 0,02$)	32,6 ($\pm 0,14$)
		Morta	37,6 ($\pm 0,14$)	1,5 ($\pm 0,04$)	26,6 (0,14)
	400	Viva	42,9 ($\pm 0,11$)	1,5 ($\pm 0,03$)	30,8 ($\pm 0,14$)
		Morta	38,0 ($\pm 0,15$)	1,4 ($\pm 0,03$)	27,1 ($\pm 0,12$)
	1000	Viva	45,4 ($\pm 0,09$)	1,3 ($\pm 0,03$)	35,7 ($\pm 0,16$)
		Morta	44,0 ($\pm 0,13$)	1,5 ($\pm 0,02$)	29,9 ($\pm 0,12$)
Seca	100	Viva	41,4 ($\pm 0,09$)	1,7 ($\pm 0,03$)	25,9 ($\pm 0,11$)
		Morta	37,3 ($\pm 0,10$)	1,7 ($\pm 0,02$)	22,1 ($\pm 0,09$)
	400	Viva	41,6 ($\pm 0,08$)	1,6 ($\pm 0,03$)	26,4 ($\pm 0,12$)
		Morta	37,2 ($\pm 0,10$)	1,7 ($\pm 0,02$)	22,9 ($\pm 0,09$)
	1000	Viva	43,7 ($\pm 0,09$)	1,7 ($\pm 0,03$)	26,9 ($\pm 0,11$)
		Morta	39,4 ($\pm 0,11$)	1,7 ($\pm 0,02$)	23,1 ($\pm 0,09$)

4.4 Fluxos de óxido nitroso (N₂O) a partir do solo

No mês de agosto de 2006, em virtudes de fortes chuvas, não foi possível coletar nas parcelas situadas na maior altitude (1000 m) e nas parcelas localizadas nas menores altitudes foram coletadas apenas três parcelas nas altitudes 100m (C, D e E), e em uma parcela na altitude 400 m (J).

Não houve diferença estatisticamente significativa nos fluxos de N₂O medidos entre parcelas localizadas na mesma altitude. A única exceção foi observada na parcela M localizada na altitude 1000 m. Por esta razão, os fluxos medidos em cada parcela localizadas na mesma altitude foram agrupados de maneira a representar determinada altitude.

Os maiores fluxos de N₂O foram medidos em solos das parcelas localizadas na menor altitude ($P < 0,05$), não havendo diferença significativa entre os fluxos medidos nas parcelas localizadas a 400 e a 1000 m. Em relação à variabilidade temporal, nas parcelas localizadas na

altitude 100m os maiores fluxos de N₂O foram medidos nos meses de dezembro de 2006 ($13,6 \pm 0,1 \text{ ng-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e janeiro de 2007 ($10,3 \pm 0,1 \text{ ng-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Figura 17).

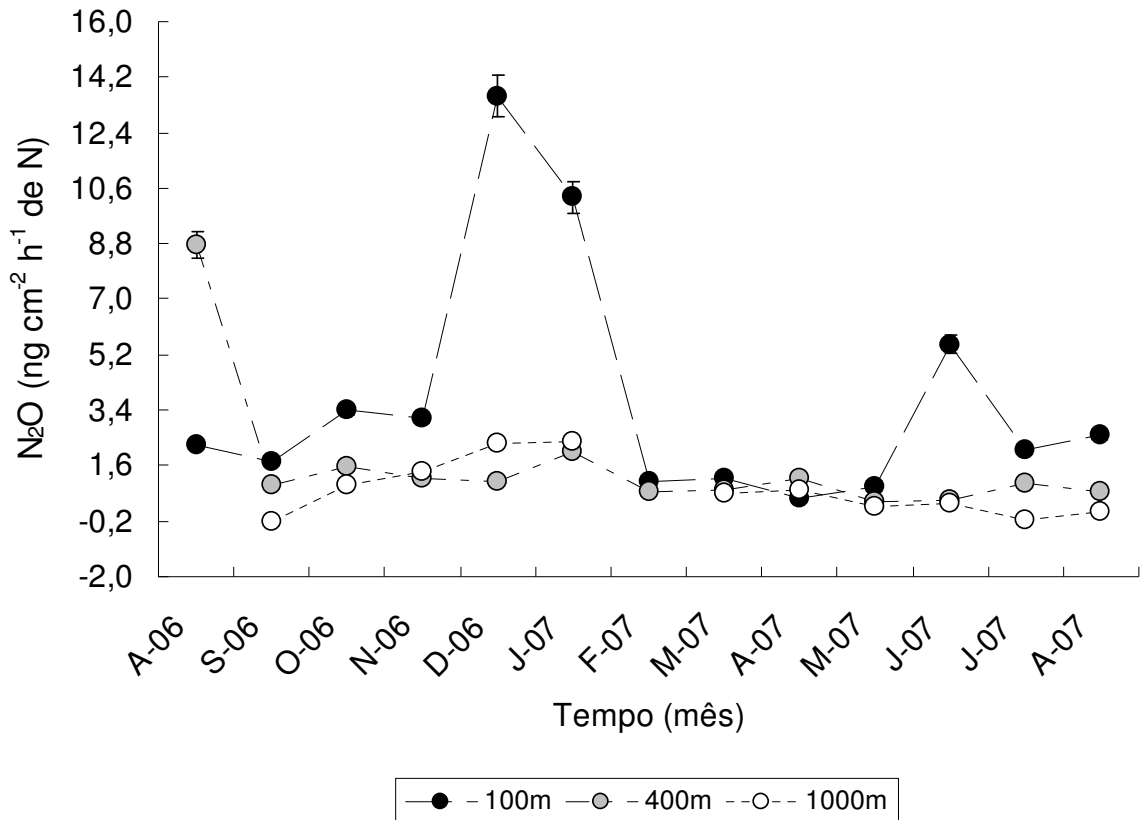


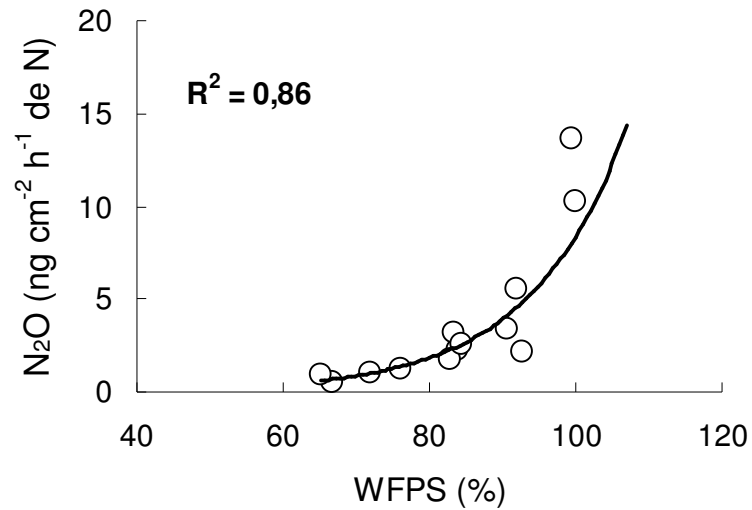
Figura 17 - Fluxos de óxido nitroso do solo nas altitudes 100, 400 e 1000m; médias mensais. As barras de erro representam o erro padrão de cada média

Os fluxos médios anuais encontrados para cada altitude durante o ano desta pesquisa foram: $3,2 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a altitude 100 m, $1,3 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a altitude 400 m, e $0,6 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a altitude 1000 m.

Os fluxos de N₂O do solo medidos nas parcelas localizadas na altitude 100 m se correlacionaram diretamente ($P < 0,05$) com WFPS (Figura 18a). Esta correlação entre N₂O e WFPS se ajustou melhor em uma função exponencial. Nas demais altitudes não houve correlação significativa entre os fluxos e WFPS. Para os fluxos de N₂O e temperatura do solo

medidos nas parcelas localizadas na maior altitude (1000 m) a relação foi descrita por uma função linear simples e se correlacionaram diretamente ($P < 0,05$) (Figura 18b).

(A)



(B)

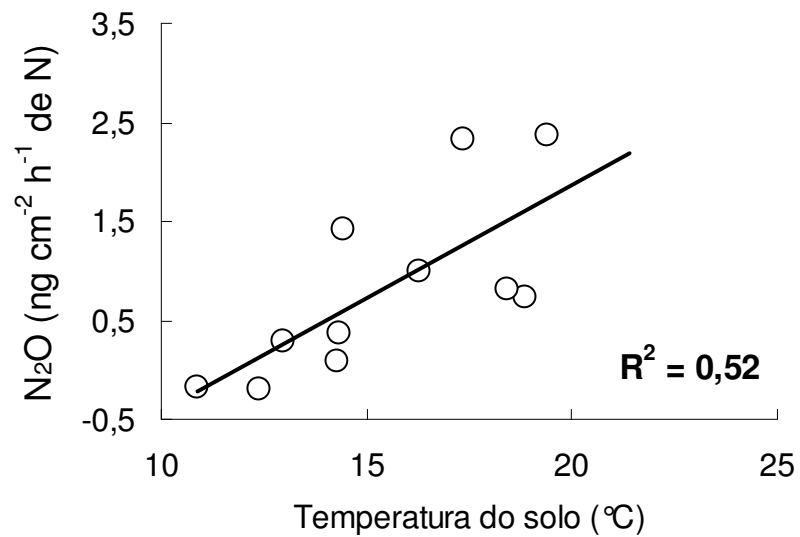


Figura 18 - Correlação entre fluxo de N_2O e WFPS do solo nas parcelas localizadas na altitude 100m (A) e correlação entre fluxo de N_2O e temperatura do solo nas parcelas localizadas na altitude 1000m (B)

5 DISCUSSÃO

5.1 Relação entre fluxos de N_2O , propriedades físico-químicas do solo e altitude

O modelo do *hole-in-the-pipe* (HIP) proposto por Firestone and Davidson (1989), sintetiza a relação entre fatores microbiológicos e ecológicos que influenciam as emissões de óxidos de nitrogênio (NO e N_2O) a partir do solo (Figura 19). O HIP correlaciona estes gases (NO e N_2O) através de seus processos comuns de produção e consumo. De acordo, com o HIP, os fluxos de gases nitrogenados a partir do solo são controlados por dois fatores: (a) pela concentração de N que cicla através do sistema; e (b) pelo teor de água no solo que rege a difusão de oxigênio e outros gases.

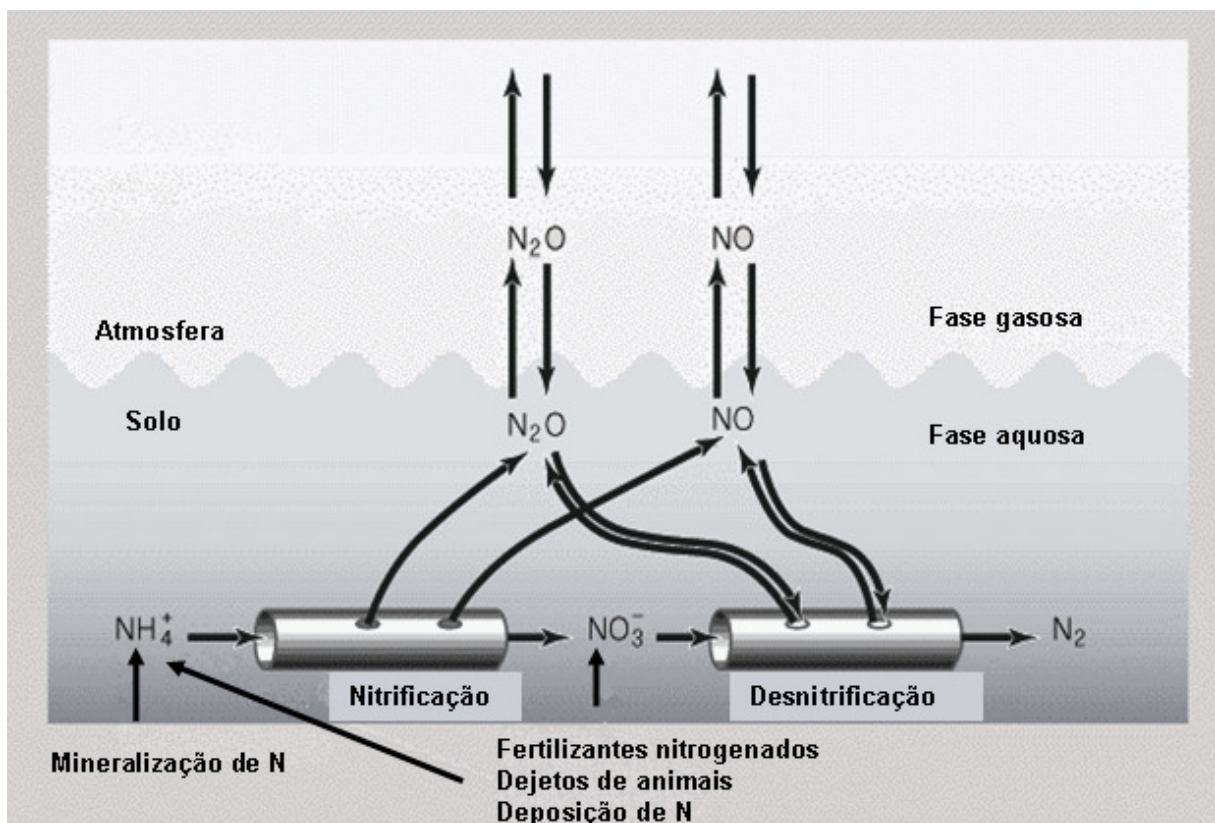


Figura 19 - Diagrama do modelo *hole-in-the-pipe* (Firestone; Davidson, 1989) que regula a produção e consumo de gases-traço através da nitrificação e desnitrificação (adaptado por Bouwman, 1998)

O teor de N que circula através do cano é análogo às taxas de nitrificação e desnitrificação, ou seja, análogo ao nitrogênio ciclando pelo ecossistema. Os gases-traço NO e

N_2O ‘escapam’ através dos ‘buracos’ do cano, e o tamanho destes buracos é determinado primariamente pela quantidade de água do solo (DAVIDSON et al., 2000). Outros fatores como acidez do solo e abundância de doadores e receptores de elétrons pode afetar as proporções relativas de N , N_2O e NO gerados a partir da nitrificação e desnitrificação (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989). No entanto, a quantidade de água parece ser o mais comum e mais robusto controlador dessas emissões (DAVIDSON, 1993).

A média anual dos fluxos de N_2O dos solos das parcelas da floresta de Mata Atlântica localizadas na altitude 100 m ($3,7 \pm 0,1 \text{ ng-N cm}^{-2}\text{h}^{-1}$) foi duas vezes maior que o fluxo médio encontrado na altitude 400 m ($1,6 \pm 0,1 \text{ ng-N cm}^{-2}\text{h}^{-1}$), e quase cinco vezes maior que o fluxo emitido pelo solo da altitude 1000 m ($0,8 \pm 0,1 \text{ ng-N cm}^{-2}\text{h}^{-1}$). Nas parcelas da altitude 100m a quantidade de água no solo (WFPS) também foi significativamente maior que as demais altitudes, seguindo o mesmo padrão dos fluxos de N_2O que diminuem com a altitude. Nesta altitude houve forte correlação entre o fluxo e a umidade. Dessa forma, os resultados de fluxo de N_2O a partir do solo das parcelas estudadas parecem estar de acordo com o modelo HIP, pois a quantidade de água no solo parece estar regendo o fluxo de óxido nitroso.

A água do solo é muito importante, pois controla o fluxo de oxigênio para dentro do solo e, também, o transporte dos gases NO , N_2O e N_2 para fora do solo. A emissão desses gases depende do balanço da produção e consumo, e da difusibilidade de transporte. Em solos secos e bem aerados, principalmente de textura arenosa, domina o processo oxidativo de nitrificação e o gás mais emitido é o NO . Em solos úmidos onde a difusibilidade e a aeração são baixas (solos de textura mais argilosa), o gás mais produzido é o N_2O .

Segundo Linn e Doran (1984), a razão entre os fluxos de N_2O e NO (razão $\text{N}_2\text{O}:\text{NO}$) é controlada pelo WFPS que atua como a escala de água. Para muitos solos em capacidade de campo o valor de WFPS está em torno de 60% e, nestas condições, os microporos do solo estão preenchidos por água, o que permite a atividade microbiana sem estresse de água e os

macroporos estão preenchidos por ar, o que permite uma aeração relativamente adequada, apesar da existência de microsítios anaeróbios (DAVIDSON et al., 2000). A capacidade de campo parece ser a fronteira de transição no conteúdo de água que define os processos de oxidação e redução no solo. Assim, Davidson (1991, 1993), estabeleceu que a razão entre $N_2O:NO$ seria de 1 em WFPS de aproximadamente 60% e que a contribuição relativa da nitrificação e desnitrificação para os fluxos de NO , N_2O e N_2 poderia ser expressa em função do WFPS (Figura 20).

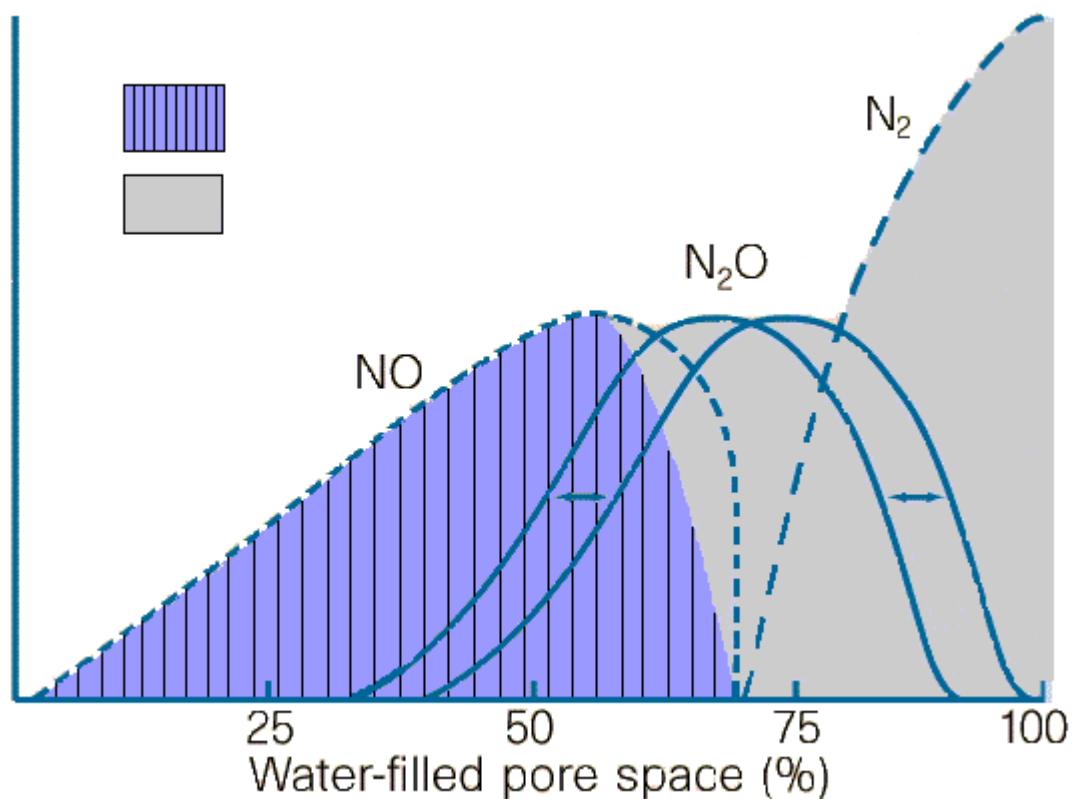


Figura 20 - Modelo da relação entre water filled pore space (WFPS) do solo e o fluxo relativo de gases nitrogenados produzidos por nitrificação e desnitrificação

As médias de WFPS do solo encontradas para as altitudes 100 m, 400 m e 1000 m foram, respectivamente, 83%, 75% e 70%. De acordo com o modelo de Davidson (1991,1993), altos fluxos de NO são esperados em WFPS de 30-60%, quando a nitrificação pode estar mais ativa; e altos valores de N_2O são esperados em WFPS de 50-80% e 60-90%,

dependendo das propriedades do solo, quando a desnitrificação é supostamente a atividade dominante. Nas parcelas estudadas, os valores de WFPS se encontram no intervalo entre 70 e 80%, o que sugere que a desnitrificação é o processo dominante de transformação de N nos solos das altitudes estudadas. Os valores de WFPS encontrados nos solos da Mata Atlântica são, aproximadamente, duas vezes maiores que os valores encontrados em solos de outros ecossistemas tropicais. Na Amazônia, Keller et al. (2005) apresentou dados de umidade (WFPS) do solo (0-10 cm profundidade) de 48,3% e 37,8% para um latossolo (argiloso) e argissolo (arenoso), respectivamente, durante período chuvoso. Verchot (1999) em estudo em Paragominas (Pará - Amazônia Oriental) encontrou, durante a estação chuvosa, valores semelhantes aos apresentados pelos solos das altitudes da Mata Atlântica. No entanto, para a estação seca, os valores são semelhantes aos observados por Keller (2005). Esta diferença na umidade do solo entre a Mata Atlântica e a região Amazônica pode ser decorrente da influência da chuva. A Floresta Ombrófila de Mata Atlântica através de resultados obtidos por estudos anteriores apresenta chuvas mais frequentes e em maior quantidade (SETZER et al., 1966) em relação à floresta Amazônica.

Em relação ao N do solo, apenas o amônio (N-NH_4^+) foi significativamente diferente entre as altitudes, apresentando maiores teores na altitude 1000m. A média anual das taxas de nitrificação e mineralização e as concentrações de nitrato (N-NO_3^-) extraídos do solo não foram estatisticamente diferentes entre as altitudes amostradas e também não correlacionaram diretamente com os fluxos de N_2O . Além disso, a concentração de nitrogênio detectado na solução do solo na altitude 1000m, na forma de NO_3^- foi muito baixo (GROPPO, J., dados não publicados¹), e em algumas profundidades se encontrava abaixo do nível de detecção do equipamento de análise (<0,5 ppm). Essa baixa disponibilidade de nitrato na solução do solo pode ser uma possível explicação para os baixos fluxos de N_2O a partir dos solos da altitude

¹ GROPPPO, J. D. Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio em três microbacias com diferentes usos do solo (Floresta, Pasto e Eucalipto) no litoral norte do Estado de São Paulo. Dados não-publicados, 2008.

1000m. Como mencionado no modelo HIP, a produção de gases nitrogenados é influenciada, também, pelas taxas de N que circulam pelo ecossistema.

5.2 Fluxos de N₂O e fatores climáticos

As temperaturas do solo e do ar foram significativamente diferentes entre as áreas estudadas e diminuíram com a altitude. Na altitude 1000 m, onde foram registradas as temperaturas mais baixas, o fluxo de N₂O correlacionou significativamente com a temperatura. Assim, os fluxos de óxido nitroso aumentaram diretamente com a temperatura nesta altitude.

As temperaturas do solo e do ar também podem influenciar a decomposição da matéria orgânica e, por conseguinte, limitar a entrada e circulação de nutrientes para o solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Através da determinação do tempo necessário para a decomposição da serapilheira, foi possível observar que nas maiores altitudes a serapilheira requer mais tempo para decompor. Além disso, o resfriamento do solo pode limitar a disponibilidade de nutrientes a partir da MOS, o que também afeta a população microbiana responsável pelos processos de transformação do N (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A relação significativamente positiva entre temperatura do solo e fluxo de N₂O na região mais alta corrobora a influência da temperatura sobre os processos de perdas de N na forma de gás. Nas parcelas localizadas na altitude 100 m onde o fluxo de N₂O foi significativamente maior, as temperaturas do solo e do ar não correlacionaram diretamente com os fluxos.

Os fluxos N₂O não responderam à quantidade de precipitação, pois não houve nenhuma relação entre estes dois parâmetros. No entanto, na altitude 100 m, o maior fluxo encontrado ocorreu durante o mês de dezembro de 2006, período de transição entre os períodos de maior precipitação, o que possivelmente elevou os níveis de WFPS e, por conseguinte as emissões de N₂O para esta altitude.

5.3 Relação entre fluxo de N₂O e dinâmica de serapilheira e raízes finas.

Como observado anteriormente, existem diferenças significativas entre a biomassa de serapilheira e raízes ao longo do gradiente altitudinal. A produção da serapilheira diminui com a altitude e o estoque desta no solo segue caminho inverso. As constantes de decomposição (K) da serapilheira obtidas através de equação proposta por Olson (1963) estão de acordo com os valores encontrados para florestas tropicais que variam entre 1,1 a 3,3 (CORREIA; ANDRADE, 1999). Através destas informações, notou-se que a maior produção de serapilheira ocorreu na altitude 100 m onde a decomposição é supostamente mais acelerada, disponibilizando, assim, nutrientes para o solo, principalmente nitrogênio, tornando o ciclo de N mais aberto e, portanto, dinamizando a emissão de gases nitrogenados. Nas maiores altitudes (400 e 1000 m), a menor quantidade de serapilheira encontrada requer maior tempo para a decomposição, sugerindo que a ciclagem de nutrientes nestas altitudes é mais lenta e mais ‘fechada’, o que diminui as perdas de nitrogênio na forma de N₂O. Em relação ao N, florestas tropicais de montanha parecem se comportar como muitas florestas temperadas e boreais. Na maioria dos casos, florestas tropicais de terras baixas produzem anualmente maior quantidade de serapilheira que muitas florestas temperadas e produzem, ainda, material com altas concentrações de N em comparação às florestas temperadas e boreais (TANNER et al., 1998).

As quantidades de raízes finas vivas e mortas foram significativamente diferentes e as maiores quantidades foram encontradas na altitude 1000 m, durante o período considerado chuvoso. Durante a estação seca, não houve diferença entre vivas e mortas e, novamente, as maiores quantidades foram encontradas na maior altitude (1000 m). Apesar das raízes finas apresentarem menor biomassa em relação às raízes grossas, elas apresentam processo de ciclagem mais rápido e a mortalidade das raízes e sua decomposição têm forte impacto sobre a emissão de gases-traço (SILVER et al., 2005). Em estudo desenvolvido em uma floresta

nacional na Amazônia (Flona Tapajós), Silver et al. (2005) contabilizaram altos fluxos em experimentos de trincheiras de decomposição de raízes. A maior média de emissão de N_2O foi encontrada nas trincheiras implantadas em solos de textura argilosa e foi o dobro do valor encontrado em trincheiras de solo arenoso. E em ambas as texturas as emissões foram maiores em comparação aos sítios de controle. Além deste, outros estudos têm mostrado que a mortalidade de raízes em curto espaço de tempo em solos de florestas tropicais pode levar a um aumento nas emissões de N_2O (MATSON et al., 1990; KELLER et al., 2000; VARNER et al., 2003). As menores quantidades de raízes finas e mortas encontradas na altitude 100m sugerem que esteja ocorrendo crescimento, mortalidade e decomposição mais acelerada da biomassa de raízes, o que possivelmente poderia influenciar a emissão de N_2O . Esta suposição pode ser reforçada pela alta taxa de umidade dos solos das parcelas da altitude 100 m que é maior que as demais altitudes, o que poderia agilizar a decomposição das raízes finas. Na maior altitude (1000 m), as quantidades de raízes finas vivas e mortas são maiores e isso pode indicar decomposição mais lenta e acúmulo de biomassa no solo, além de sugerir maiores taxas de consumo de N pelas plantas levando às baixas emissões de N_2O .

5.4 Fluxos de N_2O na Mata Atlântica e sua comparação em relação à outras florestas tropicais e às mudanças de uso da terra

Os fluxos médios anuais de óxido nitroso a partir do solo das áreas de estudo da Mata Atlântica estão próximos aos valores encontrados para outras florestas (Figura 21).

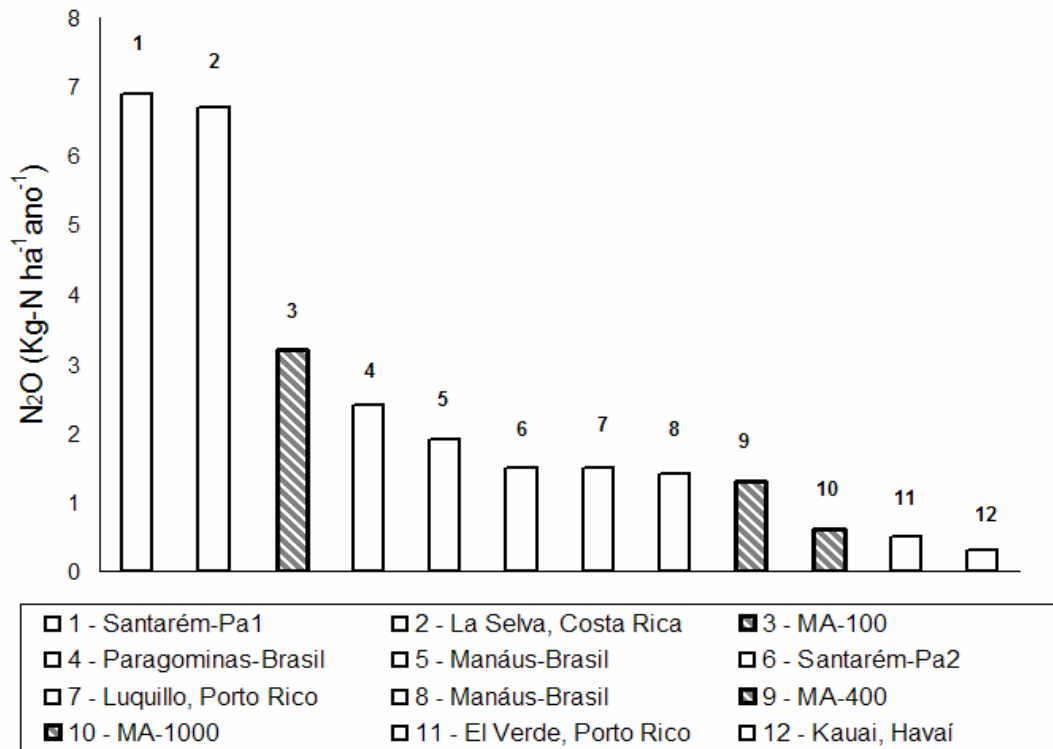


Figura 21 - Tabulação de medidas de fluxo de N₂O (Kg-N ha⁻¹ ano⁻¹) em florestas tropicais úmidas. **1** Keller et al. (2005) (Latosolo), **2** Keller; Reiners (1994), **3** Mata Atlântica 100m (este estudo), **4** Verchot et al (1999), **5** Luizão et al. (1989), **6** Keller et al. (2005) (Argissolo), **7** Erickson et al. (2001), **8** Coolman (1994), **9** Mata Atlântica 400m (este estudo), **10** Mata Atlântica 1000m (este estudo), **11** Steudler et al. (1991), **12** Riley; Vitousek (1995).

Vários experimentos realizados em florestas tropicais fortalecem a teoria de que estes ecossistemas são fontes significativas de N₂O (DAVIDSON et al., 2000). As taxas de emissão de gases nitrogenados a partir do solo de florestas tropicais são maiores que as taxas encontradas em muitas florestas temperadas (com exceção de florestas com altas taxas de deposição atmosférica de N; GASCHE; PAPEN 1999). Os resultados de fluxo de N₂O encontrados em solos da floresta de Mata Atlântica se encontram entre os valores encontrados em diversas florestas tropicais (Figura 19), e os fluxos medidos nas florestas de terras baixas (altitude 100 m) se encontram bem próximos aos fluxos encontrados em florestas de terra firme na Amazônia e, em alguns casos, podem ser até maiores. Com base nas estimativas

citadas para as três regiões da Amazônia (Figura 19), os solos de florestas amazônicas de terra firme emitem cerca de $2 (\pm 0,5) \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Uma exceção para os estudos realizados no Brasil é observada pelos resultados obtidos por Keller et al. (2005) que observaram altos fluxos em uma floresta primária no estado do Pará. Estes altos fluxos poderiam ser explicados pelos altos índices de disponibilidade de N e a influência da textura argilosa do solo desta região. Em solos argilosos, as taxas de nitrificação e os altos valores de WFPS favoreceram os altos fluxos encontrados para esta região da Amazônia. No entanto, os valores encontrados por Keller et al. (2005) para solos de textura arenosa parecem ser menores que os valores encontrados para a floresta de terras baixas (100 m) da Mata Atlântica.

O comportamento do ciclo de N nas florestas de altitude da Mata Atlântica (altitude 1000 m) também está de acordo com outros estudos desenvolvidos em florestas da mesma altitude. Resultados obtidos a partir de uma série de experimentos em florestas de montanha (TANNER et al., 1998) sugerem que a limitação de nutrientes para a produção primária líquida em solos superficiais pode ser uma explicação para a baixa produtividade e ciclagem mais conservativa de N neste tipo de ecossistema. Florestas de montanha em Porto Rico e Haváí apresentaram baixas emissões de N_2O e estas foram similares aos valores encontrados nas florestas de maior altitude (1000 m) da Mata Atlântica.

Os efeitos das mudanças de uso da terra sobre a emissão de N_2O também têm sido levados em consideração nas últimas décadas em virtude da preocupação sobre as fontes de gases de efeito estufa (PRATHER et al., 1995). Dados de literatura sugerem que a conversão de florestas tropicais para pastagens pode causar aumento significativo na emissão de N_2O e NO. No entanto, alguns estudos têm mostrado que o aumento no fluxo desses gases em pastagens pode ser transitório e que não devem ser vistos como fortes contribuintes para o aumento do N_2O e NO atmosférico (VERCHOT et al., 1999). A emissão de N_2O em pastagens na Costa Rica aumentou em pastagens jovens, no entanto, em pastagens mais

antigas as emissões foram mais baixas que o encontrado em florestas primárias (DAVIDSON et al., 2000). Em paragominas (Brasil), pastagens jovens e antigas e algumas pastagens ativas apresentaram valores mais baixos que florestas primárias (VERCHOT et al., 1999).

A emissão de N_2O em solos de agricultura é geralmente maior e mais variável que em terras não cultivadas ou em ecossistemas naturais (BOUWMAN, 1990). Geralmente, quando há aplicação de fertilizante no solo ocorre alta emissão de N_2O imediatamente a aplicação e se estendendo pelo período de seis semanas (GONÇALVES, 2002). Logo depois a taxa de emissão cai e flutua em torno de um valor menor, independente da quantidade de nitrogênio aplicada (MOSIER et al., 1983). Em sistemas plantio de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, a emissão de N_2O foi próxima aos valores encontrados na floresta de Mata Atlântica e também em outras florestas tropicais. Cálculos da emissão de gases a partir de solos de plantações de cana-de-açúcar com aplicação de fertilizantes apresentaram fluxos de aproximadamente $2,0 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (CAMPOS, 2003). A Tabela 5 apresenta alguns valores encontrados para fluxos de N_2O em sistemas de cultura.

Tabela 5 – Comparação do fluxo de N_2O com sistema de culturas

Cultura (fertilizante)	$N_2O \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Referência
Arroz (sem fertilizante)	1,8	MOSIER et al. (1990)
Arroz (uréia)	0 – 1,9	SMITH et al. (1982)
Cana-de-açúcar (uréia)	0 – 26,2	MATSON et al. (1996)
Milho (fertilizante orgânico)	22,9 – 33,1	CATES; KEENEY (1987)
Feijão (sem fertilizante)	0 – 0,9	
Feijão (sulfato de amônio)	0,2 – 4,3	GONÇALVES (2002)
Feijão (lodo de esgoto)	0,2 – 3,8	

6 CONCLUSÕES

Os resultados observados neste estudo abordaram diversas variáveis relativas ao ciclo do nitrogênio, é possível inferir sobre algumas tendências. Os solos da Floresta de Mata Atlântica apresentam diferenças significativas de fluxos de N_2O entre as diferentes altitudes. Os solos das florestas de altitude 1000 m apresentaram emissões significativamente menores, pois apresentam características climáticas diferenciadas em relação às florestas tropicais de baixa altitude. Os solos das florestas localizadas nas áreas mais baixas (100 e 400 m) apresentaram comportamento semelhante a outras florestas tropicais já estudadas.

Assim como outros ecossistemas tropicais, os fluxos de N_2O do solo da floresta de Mata Atlântica estão de acordo com o modelo proposto por Davidson et al (1989) do *hole-in-the-pipe*, pois são regidos pela umidade do solo (WFPS) e pela disponibilidade de N no ecossistema que é diferenciado nas diferentes altitudes da Floresta de Mata Atlântica. Os baixos fluxos de N_2O na altitude 1000 m são decorrentes da baixa disponibilidade de NO_3^- que viabiliza os processo de geração de N_2O , que é produzido por desnitrificação.

Assim, a emissão de N_2O a partir dos solos da Floresta de Mata Atlântica situados na altitude 100 m é semelhante às emissões encontradas em outras florestas tropicais da mesma altitude, como na Amazônia, por exemplo. Na floresta de altitude 1000 m, a Mata Atlântica se apresenta fluxos muito baixos em comparação a outros ecossistemas tropicais o que lhe confere semelhança com ecossistemas temperados onde o ciclo de N é mais conservador tanto pelas diferenças físico-químicas do solo como temperatura e regimes pluviométricos.

REFERÊNCIAS

- ADDISCOTT, T.M. **Nitrate, agriculture and the environment**. Wallingford: CABI, 2004. 279 p.
- ADEL, A. Note on the atmospheric oxides of nitrogen. **Astrophysics Journal, Chicago**, v. 90, p. 697, 1939.
- ALMEIDA, F.F.M. The system of continental rifts bordering the Santos Basin. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 48, p. 15-26, 1976.
- ALMEIDA, F.F.M.D.; CARNEIRO, C.D.R. Origem e evolução da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 135-150, 1998.
- ASMUS, H.E.; FERRARI, A.L. Hipótese sobre a causa do tectonismo cenozóico na região sudeste do Brasil. In: PETROBRÁS. **Aspectos estruturais da margem continental leste e sudeste do Brasil**. Rio de Janeiro: PETROBRÁS/CENPES/DINTEP, 1978. p. 75-88.
- ASSIS, M.A. **Florística e caracterização das comunidades vegetais da Planície Costeira de Picinguaba, Ubatuba/SP**. 1999. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Botânica, UNICAMP, Campinas, 1999.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.
- BOUWMAN, A.F. **Soils and the greenhouse effect**. Chichester: ed Wiley, 1990. 365p.
- BOUWMAN, A.F.; FUNG, I.; MATHEUWS, E.; JOHN, J. Global analysis of the potential for N₂O production in Natural Soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 7, n. 3, p. 557-597, 1993.
- BOUWMAN, A.F.; HOEK, K.W.V.D.; OLIVIER, J.G.J. Uncertainties in the global source distribution of nitrous oxide. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.100, p.2785-2800, 1995.
- BOUWMAN, A.F. Nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, v. 392, p. 866-867, 1998.
- BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; ABER, J.D. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 96, n. D9, p. 13997-14005, 1990.
- BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, London, v. 2, p. 101-157, 1964.
- BREMNER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v. 49, p. 7-16, 1997.

BRINGMARK, L. A bioelement budget of an old Scots Pine forest in central Sweden. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 11, p. 201-209, 1977.

BROWN, K.S.J.; BROWN, C.G. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A. **Tropical deforestation and species extinction**. London: Chapman and Hall, 1992. p. 119-142.

BUENO, E. **A viagem do descobrimento**: a verdadeira história de expedição de Cabral. Rio de Janeiro: Editora Objetiva, 1998. 137 p. (Coleção Terra brasilis, 1).

BUENO, E. **Capitães do Brasil**: a saga dos primeiros colonizadores. Rio de Janeiro: Editora Objetiva, 1999. 287 p. (Coleção Terra brasilis, 3).

CAMPOS, D.C. **Potencialidade do sistema de colheita sem queima da cana-de-açúcar para o seqüestro de carbono**, 2003. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz De Queiroz – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 375-470.

CÁRCAMO, H.A.; ABE, T.A.; PRESCOTT, C.E.; CHANWAY, C.P. Influence of milipedes on litter decomposition, N mineralization, and microbial communities in a coastal forest in British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, p. 817-826, 2000.

CARMO, J.B.; PICCOLO, M.D.; DE ANDRADE, C.A.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; SOUSA, E.; CERRI, C.C. Short-term changes in nitrogen availability, gas fluxes (CO₂, NO, N₂O) and microbial biomass after tillage during pasture re-establishment in Rondonia, Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, n. 1-2, p. 250-259, 2007.

CATES, R.L.; KEENEY, D.R. Nitrous oxide production throughout the year from fertilized and manured maize fields. **Journal of Environmental Quality**, v. 16, n. 4, p. 443-447, 1987.

CHAMEIDES, W.L.; FEHSENFELD, F.; RODGERS, M.O.; CARDELINO, C. Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 97, n. D5, p. 3037-6055, 1992.

CHANDLER, R.F., JR., 1944. Amount and Mineral Nutrient Content of Freshly Fallen Needle Litter of Some Northeastern Conifers. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 8, p. 409-411, 1944.

CHEN, H.; HARMON, M.E.; SEXTON, J.; FASTH, B. Fine-root decomposition and N dynamics in coniferous forests of the Pacific Northwest, U.S.A. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 32, p. 320-331, 2002.

COLLINS, M. **The last rain forests**. London: IUCN, 1990. 200 p.

COOLMAN, R.M. Nitrous oxide emissions from Amazonian ecosystems. 1994. PhD Dissertation – N. C. State University at Raleigh. North Caroline, 1994.

CORDEIRO, L. Fixação de nitrogênio. In: KERBAUY, G.B. **Fisiologia vegetal**. Rio de Janeiro: Guanabara, 2004. p. 76-93.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação da Serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 197-225.

CRUTZEN, P.J. The influence on nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. Quarterly **Journal of the Royal Meteorological Society**, London, v. 96, p. 320-325, 1970.

CRUTZEN, P.J. SSTs - A threat to the earth's ozone shield. **Ambio**, Stockholm, v. 1, p. 41-51, 1972.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within Amazonian forest ecosystems. 1. Nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. **Oecologia**, Berlin, v. 68, n. 3, p. 466-472, 1986.

DAVIDSON, E.A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: ROGERS, J.E.; WHITMAN, W.B. **Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes**. Washington (DC): American Society for Microbiology. 1991. p. 219-235.

DAVIDSON, E.A. Soil water content and the ratio of nitrous oxide to nitric oxide emitted from soil. In: OREMLAND, R.S. **The Biochemistry of Global Change: Radiative Trace Gases**. Washington (DC): American Society of Microbiology, 1993. p. 369-386.

DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 8, p. 667-680, 2000.

DEAN, W.B. **With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. Berkeley: University of California, 1995. 482 p.

ERICKSON, H. Nitrogen Oxide Fluxes and Nitrogen Cycling during Postagricultural Succession and Forest Fertilization in the Humid Tropics. **Ecosystems**, v. 4, p. 67-84, 2001.

FERNANDES, A.; BEZERRA, P. **Estudo fitogeográfico do Brasil**. Fortaleza: Stylus Comunicações, 1990. 205 p.

FIGUEIRA, A.M.E.S. **Mudanças no uso e cobertura do solo na Amazônia e suas implicações no ciclo de nitrogênio**. 2006. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

FIRESTONE, M.K. Biological denitrification. In: STEVENSON, F.J.; BREMNER, J.M.; HAUCK, R.D. **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA, 1982. p. 289-326.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O.; SHIMEL, D.S. **Exchange of trace gases**

between terrestrial ecosystems and the atmosphere. New York: John Wiley & Sons, 1989. p. 7-21.

GASCHE, R.; PAPAN, H. A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany. 1. N₂O emissions. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, p. 18487-18503, 1999.

GOLLEY, F.B. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EPU; EDUSP, 1978.

GONÇALVE, C.E.A. **Estudo da produção de óxido nitroso em cultivo de feijão (*phaseolus vulgaris*)**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2002.

GORDON, A.M.; CHOURMOUZIS, C.; GORDON, A.G. Nutrient inputs in litterfall and rainwater fluxes in 27-year old red, black and white spruce plantations in Central Ontario, Canada. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, n. 1-3, p. 65-78, 2000.

HAASE, R. Litterfall and nutrient return in seasonally flooded and non-flooded forest of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 117, n. 1-3, p. 129-147, 1999.

HUTCHINSON, G.L.; MOSIER, A.R. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, p. 311-316, 1981.

JOHNSTON, H. Newly recognized vital nitrogen cycle. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA**, Washington, v. 69, p. 2369-2372, 1972.

JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. **Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar**. São Paulo: FAPESP, 2004. 8 p. (2º Relatório do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional)

JOLY, C.A.; AIDAR, M.P.M.; KLIK, C.A.; MCGRATH, D.G.; MOREIRA, A.G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.C.; OLIVEIRA, A.A.; POTT, A.; RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B. Evolutions of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 51, n. 5/6, p. 331-348, 1999.

KELLER, M.; JACOB, D.J.; WOFSEY, S.C.; HARRISS, R.C. Effects of Tropical Deforestation on Global and Regional Atmospheric Chemistry. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 19, n. 1-2, p. 139-158, 1991.

KELLER, M.K.; REINERS, W.A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 8, p. 399-409, 1994.

KELLER, M.; WEITZ, A.M.; BRYAN, B. et al. Soil-atmosphere nitrogen oxide fluxes: effects of root disturbance. **Journal of Geophysical Research**, v. 105, p. 17693-17698, 2000.

KELLER, M.; PALACE, M.; HURTT, G. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: Examination of sampling and allometric uncertainties. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 154, n. 3, p. 371-382, 2001.

KELLER, M.; VARNER, R.; DIAS, J.D.; SILVA, H.; CRILL, P.; DE OLIVEIRA, R.C.; ASNER, G.P. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajos National Forest, Brazil. **Earth Interactions**, Madison, v. 9, n. 23, p. 1-28, 2005.

KITTREDGE, J. **Forest influence: the effects of wood vegetation on climate, water and soil, with applications to the conservation of water and control of floods and erosion**. New York: McGraw-Hill, 1948. 394 p.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; PAVÃO, M.; YWANE, M.S.S.; KANASHIRO, M.M. O verde em São Paulo. **Pesquisa FAPESP**, São Paulo, v. 91, p. 48-53, 2003.

LAGREIDE, M.; BOCKMAN, O.C.; KAARSTAD, O. **Agriculture fertilizers and the environment**. Wallingford: CABI Publishing, 1999.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.

LEITÃO-FILHO, H.F.; PAGANO, S.N.; CÉSAR, O.; TIMONI, J.L.; RUEDA, J.J. Aspectos da Ciclagem de Nutrientes. In: LEITÃO-FILHO, H.F. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. Campinas: UNESP, p. 129-163, 1993.

LINN, D.M.; DORAN, J.W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**. V. 48, p. 1267-1272, 1984.

LONSDALE, W.M. Predicting the amount of litterfall in forests of the world. **Annals of Botany**, Oxford, v. 61, n. 3, p. 319-324, 1988.

LUIZÃO, F.; MATSON, P.; LIVINGSTON, G. LUIZÃO, R. VITOUSEK, P. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 3, p. 281-285, 1989.

MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E.; MCDOWELL, W.; ROBERTSON, G.P.; SANTOS, O.C.; TRESEDER, K. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, n. 1-3, p. 45-65, 1999.

MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M. Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget. **BioScience**, Washington, v. 40, n. 9, p. 667-672, 1990.

MATSON, P.A.; BILLOW, C.; HALL, S. Fertilization practices and soil variations control nitrogen oxide emissions from tropical sugar cane. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, n. D13, p. 18533-18545, 1996.

MATSON, P.A.; MCDOWELL, W.H.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, n. 1-3, p. 67-83, 1999.

MEENTEMEYER, V.; BOX, E.O.; THOMPSON, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience**, Washington, v. 32, n. 2, p. 125-128, 1982.

MINITAB, INC.: 2006, Minitab, Inc., versão 15.1 para Windows, State College, PA

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

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

MORELLATO, L.P.C.; RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F.; JOLY, C.A. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas da floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 12, n. 1/2, p. 85-98, 1989.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MOSIER, A.R.; PARTON, W.J.; HUTCHINSON, G.L. Modelling nitrous oxide evolution from cropped and native soils. **Ecology Bulletin**, v. 35, p. 229-241, 1983.

MOSIER, A.R.; MOHANTY, S.K.; BHADRACHALAM, A. CHAKRAVORTI, S.P. Evolution of dinitrogen and nitrous oxide from the soil to the atmosphere through rice plants. **Biology and Fertility of Soils**, V. 9, n. 1, p. 61-67, 1990.

NAEEM, S. Models of ecosystem reliability and their implications for the question of expendability. In: KAREIRA, P.; LEVIN, S.A. **The importance of species: perspectives on expandability and triage**. Princeton: Princeton University Press, 2003. p. 109-139.

NEFF, J.C.; TOWNSEND, A.R.; GLEIXNER, G.; LEHMAN, S.J.; TURNBULL, J.; BOWMAN, W.D. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. **Nature**, London, v. 419, n. 6910, p. 915-917, 2002.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 793-810, 2000.

OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Brooklyn, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

PICCOLO, M.D.C. **Dinâmica do nitrogênio incorporada na forma orgânica em solos de várzea e terra firme na Amazônia Central**. 1989. 172 f. Dissertação (Mestrado em Energia Nuclear na Agricultura) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1989.

PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M.; PRADINI, F.L. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 1981.

PRATHER, M.J.; DERWENT, R.; EHHALT, D. Other trace gases and atmospheric chemistry. In: HOUGHTON, J.T. **Climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 73-126.

PRESCOTT, C.E.; BLEVINS, L.L.; STALEY, C.L. Effects of clear-cutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, p. 1751-1757, 2000.

PRESCOTT, C.E.; HOPE, G.D.; BLEVINS, L.L. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce-fir forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 33, n. 11, p. 2210-2220, 2003.

RAICH, J.W.; SCHLESINGER, W.H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus B**, Campo Grande, v. 44, n. 2, p. 81-99, 1992.

REINERS, W.A.; BOUWMAN, A.F.; PARSONS, W.F.J.; KELLER, M. Tropical rain-forest conversion to pasture - changes in vegetation and soil properties. **Ecological Applications**, Washington, v. 4, n. 2, p. 363-377, 1994.

RILEY, R.H.; VITOUSEK, P.M. Nutrient dynamics and nitrogen trace gas flux during ecosystem development in montane rain forest. **Ecology**, v. 76, p. 292-304, 1991.

RUMMEL, U.; AMMANN, C.; GUT, A.; MEIXNER, F.X.; ANDREAE, M.O. Eddy covariance measurements of nitric oxide flux. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, n. D20, p. 8050-8058, 2002.

SALATI, E.; SYLVESTERBRADLEY, R.; VICTORIA, R.L. Regional gains and losses of nitrogen in the Amazon Basin. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 67, n. 1-3, p. 367-376, 1982.

SCHLESINGER, W.H. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. 2. ed. New York: Academic Press, 1997. 588 p.

SCHLITTLER, F.H.M.; DEMARINIS, G.; CESAR, O. Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. **Naturalia**, São Paulo, v. 18, p. 135-147, 1993.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE - SMA. **Atlas das unidades de conservação do Estado de São Paulo: Litoral**. São Paulo, 1996. v.1.

SETZER, J. **Atlas climatológico do estado de São Paulo**. São Paulo: CESP, 1966.

SHANKS, R.; OLSON, J.S. First year breakdown of leaf litter in Southern Appalachian Forest. **Science**, v. 134, p. 194-196, 1961.

SILVER, W.; MIYA, R. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. **Oecologia**, Berlin, v. 129, n. 3, p. 407-419, 2001.

SILVER, W.L.; THOMPSON, A.W.; MCGRODDY, M.E.; VARNER, R.K.; DIAS, J.D.; SILVA, H.; CRILL, P.M.; KELLER, M. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 2, p. 290-306, 2005.

SMITH, C.J.; BRANDON, M.; PATRICK Jr., W.H. Nitrous oxide emissions following urea – N fertilization o wetland rice. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 28, n. 2, p. 161-171, 1982.

SOLLINS, P. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? **Ecology**, Brooklyn, v. 79, n. 1, p. 23-30, 1998.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período 1985-1990**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1993.

STEVENSON, F.J. Origin and distribution of nitrogen in soil. In: STEVENSON, F.J.; BREMNER, J.M.; HAUCK, R.D. **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA, 1982. p. 1-42.

STEUDLER, P.J.; MELILLO, J.; BOWDEN, R.; CASTRO, M. LUGO, A. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, v. 23, n. 4a, p. 356-363, 1991.

SUNDARAPANDIAN, S.M.; SWAMY, P.S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 123, n. 2-3, p. 231-244, 1999.

TANNER, E.V.J.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology**, Brooklyn, v. 79, n. 1, p. 10-22, 1998.

TROFYMOW, J.A.; MOORE, T.R.; TITUS, B.; PRESCOTT, C.; MORRISON, I.; SILTANEN, M.; SMITH, S.; FYLES, J.; WEIN, R.; CAMIRE, C. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 32, n. 5, p. 789-804, 2002.

VAN SCHAIK, C.P.; TERBORGH, J.W.; WRIGHT, S.J. The Phenology of Tropical Forests: Adaptive Significance and Consequences for Primary Consumers. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 24, n. 1, p. 353-377, 1993.

VARNER, R.K.; KELLER, M.; ROBERTSON, J.R.; DIAS, J.D.; H. SILVA; CRILL, P.M.; MCGRODDY, M.; SILVER, W.L. Experimentally induced root mortality increased nitrous oxide emission from tropical forest soils. **Geophysical Research Letters**, Washington, v. 30, p. 1141-1145, 2003.

VELOSO, H.P.; FILHO, A.L.R.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 124 p.

VERCHOT, L.V.; DAVIDSON, E.A.; CATTANIO, J.H.; ACKERMAN, I.L.; ERICKSON, H.E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonian. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 13, n. 1, p. 31-46, 1999.

VICTOR, M.A.M. **A devastação florestal**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1977.

VIRO, P.J. Investigations on forest litter. **Communicationes Instituti Forestalis Fenniae**, Helsinki, v. 45, p. 1-65, 1955.

VITOUSEK, P.M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

VITOUSEK, P.M.; HOWARTH, R.W. Nitrogen Limitation on Land and in the Sea - How Can It Occur. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 13, n. 2, p. 87-115, 1991.

VITOUSEK, P.M.; SANFORD, R.L. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, n. 1, p. 137-167, 1986.

VOGT, K.A.; PERSSON, H. Measuring growth and development of roots. In: LASSOIE, J.P.; HINCKLEY, T.M. (Ed.). **Techniques and approaches in forest tree ecophysiology**. Boca Raton: CRC Press, 1991. p. 477-501.

VOGT, K.A.; VOGT, D.J.; PALMIOTTO, P.A.; BOON, P.; OHARA, J.; ASBJORNSEN, H. Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type and species. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 187, n. 2, p. 159-219, 1996.

WARING, R.H.; SCHLESINGER, W.H. **Forest ecosystems: concepts and management**. Orlando: Academic Press Harcourt Brace Jovanovich, 1985.

WERNECK, M.D.E.S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, p. 195-198, 2001.

WERNER, D.; INGENDAHL, D.; HASEBORG, E.T.; KREIBICH, H.; VINUESA, P. The nitrogen cycle. Ontario, Canada. Wallingford: CABI Publishing, 2001. p. 553.

ZIMMERMANN, S.; BRAUN, S.; CONEDERA, M.; BLASER, P. Macronutrient inputs by litterfall as opposed to atmospheric deposition into two contrasting chestnut forest stands in southern Switzerland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 161, n. 1-3, p. 289-302, 2002.