Respiração do solo sob florestas e pastagens na Amazônia Sul-Occidental, Acre

CLEBER IBRAIM SALIMON

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear Na Agricultura, Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área de Concentração: Energia Nuclear na Agricultura.

Piracicaba
Estado de São Paulo – Brasil
2003

Respiração do solo sob florestas e pastagens na Amazônia Sul-Occidental, Acre

CLEBER IBRAIM SALIMON

Biólogo

Orientador: Prof. Dr. **REYNALDO LUIZ VICTORIA**

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear Na Agricultura, Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área de Concentração: Energia Nuclear na Agricultura.

Piracicaba
Estado de São Paulo – Brasil
2003

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

Salimon, Cleber Ibraim

Respiração do solo sob florestas e pastagens na Amazônia
sul-ocidental, Acre / Cleber Ibraim Salimon. - - Piracicaba, 2003.
97p. : il.

Tese (doutorado) - - Centro de Energia Nuclear na Agricultura,
2003.

1. Carbono 2. Desmatamento 3. Fluxo de gases 4. Gás carbônico 5. Isótopos estáveis 6. Paisagem 7. Uso do solo I. Título

CDU 574.4

“de vez em quando
todos os olhos se voltam pra mim
de lá do fundo da escuridão
esperando e querendo que eu seja um herói
mas eu sou inocente
eu sou inocente

de vez em quando
todos os olhos se voltam pra mim
de lá de dentro da escuridão
esperando e querendo que eu saiba
mas eu não sei de nada
eu não sei de nada”
Tom Zé

AGRADECIMENTOS

Impossível registrar aqui o nome de todas as pessoas que tornaram este trabalho possível. Mas devo agradecer:

- Eric Davidson, a quem devo esta oportunidade, ao me incluir em seu projeto e ao financiar boa parte deste trabalho; por ter me orientado mesmo a distância; e por ter me ajudado a escrever de forma mais clara meus pensamentos e idéias;
- Manuel do Nascimento, Alexandre, Júnior, Paulo, Adílio e Francisca; Adão Alves de Souza e sua família; Jodan Nascimento e sua família; e Ancelmo Fornec; proprietários dos locais onde realizei esta pesquisa, e que sempre me acolheram como a um irmão;
- Reynaldo Victoria, Plínio Camargo e Zebu (Luiz Antonio Martinelli), por terem me acolhido no grupo e me orientarem sem um conhecimento prévio; pelas dicas indispensáveis; e por terem ensinado a moçada a degustar vinhos, fazer sushi e outros pratos;
- Meus orientadores informais, que me ensinaram o que é solo: Everaldo Telles, “Ado” Cerri e Fernando Fernandes;
- Amigo(a)s de laboratório, de A a Z (a ausência de um nome aqui seria muito pior do que sua presença); obrigado pelo apoio, pela amizade, festas, etc...;
- Vicky Ballester, por ter feito uma minuciosa revisão nesta tese, e também por ter me socorrido nas minhas incursões paralelas no mundo do sensoriamento remoto;
- Marcelo Moreira, Pingin, Tonica, Edimar e Geraldo, que também me orientaram e me aturaram no laboratório de espectrometria de massa;
- Jean Ometto, por ter me ensinado sobre os *Keeling Plots*, e por ter cedido gentilmente seus balões de coleta e as malas (todas com alça); esta colaboração, mesmo que informal, foi crucial para elucidação de alguns processos;

- Susan Trumbore, por ter me alertado sobre a presença de folhas dentro dos anéis em pastagens, e também pelas discussões;
- Foster Brown, pela amizade e pelos ensinamentos em vários aspectos da vida profissional;
- Ao consultor da FAPESP que avaliava meus relatórios da bolsa;
- Daniel Victoria, por ter me socorrido todas as vezes que o computador falhava;
- Antônio Willian Flores de Melo e Jorcinei Widson Pereira por terem feito as coletas mensais;
- Ao pessoal do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre, que me deram todo apoio necessário;
- Todos os pesquisadores e idealizadores do Projeto LBA;
- Todos os outro(a)s amigo(a)s por este mundo a fora, também de A a Z;
- Kika, Baleia e Tutu, pelas latidas e miados nas madrugadas a dentro;
- Aos responsáveis pela página “Astronomy Picture of the Day”, que me proporcionaram viagens diárias pelo Universo;
- Meus pais, que mais uma vez – e sempre – me deram todo apoio que precisei; e continuam sendo orientadores da vida;
- Elektra Rocha, que me compreende e me dá todo carinho e atenção ao longo dos anos;
- Todos os contribuintes e consumidores do Estado de São Paulo, por terem me financiado através de uma bolsa de doutorado da FAPESP (processo #99/03315-3);
- Todos aqueles que não estão citados aqui mas que auxiliaram de alguma forma neste projeto.

Percurso Acadêmico

A semente foi plantada quando eu era bem pequeno e via meu pai mexer no canteiro de casa; depois ela foi regada aos 10-12 anos de idade, quando ia para o sítio de dois colegas meus (Marcos e Sérgio Prampero), onde passeávamos pelo que restava de mata nativa no interior de São Paulo; ou talvez uns anos mais tarde, com meu primo Fernando Ribeiro, andando pelo que restava de cerrado em Santa Fé do Sul.

Mas o fascínio pelas florestas começou de fato ao observar o Xico Piauí (Francisco das Chagas e Silva, professor da Universidade Estadual de Londrina-UEL, onde estudei) andando pelas trilhas do Parque Estadual Mata dos Godoy, identificando as árvores pelo cheiro de suas cascas, pelas características de folhas, flores e frutos. Descobri uma lógica morfológica e espacial naquele caos verde – que passou a ser compreensível e por isto, muito maior que seus 800 hectares.

Ainda na UEL e na Mata dos Godoy, em contato com dois grandes amigos (hoje professores), José Marcelo Torezan e Marcos Silveira, passei a enxergar outra lógica no caos verde, o processo de regeneração de clareiras e a sucessão secundária – a mata mais uma vez multiplicou seu tamanho dentro de minha cabeça.

Após um tempo, terminei meu mestrado em ecologia vegetal na Universidade Federal do Paraná, orientado pela Profa. Raquel Negrelle. O tema da dissertação foi sucessão secundária em uma planície litorânea do Quaternário no Estado de Santa Catarina.

Devido a estas experiências com botânica e sucessão secundária, fui convidado pelo amigo, Marcos Silveira, agora professor da Universidade Federal do Acre, para conduzir uma pesquisa sobre acúmulo de biomassa em florestas secundárias ao redor da capital do Acre, Rio Branco.

Ao longo deste projeto, no qual trabalhei por 2 anos, estive em estreito contato com o pesquisador (e grande amigo) Foster Brown, que diretamente através de seu conhecimento e indiretamente através de sua biblioteca, despertou em mim um interesse até então latente pelos ciclos biogeoquímicos e mais amplamente por geologia.

Como não podia abraçar todas ciências, me ative ao ciclo do carbono e suas alterações devido a mudanças de uso da terra na Amazônia Ocidental. Foi quando conheci Eric Davidson, um pesquisador de poucas palavras, mas todas claras e sábias, e que procurava alguém para auxiliar em suas pesquisas sobre respiração em solos.

Desta interação com Eric, surgiu o presente trabalho, sobre fluxo de CO₂ entre solo e atmosfera em pastagens e florestas na Amazônia Ocidental.

Embora esteja no final, esta pesquisa está longe de ser completa, pois a natureza muda a cada instante e a cada centímetro, e portanto, nossas considerações finais são normalmente pontuais (no espaço e no tempo) – e raramente conclusivas.

Sumário

AGRADECIMENTOS	v
Percurso Acadêmico	vii
Lista de Figuras	x
Lista de Tabelas	xii
Resumo	xiv
Abstract	xv
1. Introdução	1
2. Objetivos Específicos	8
3. Materiais e métodos	10
3.1. Área de estudo	10
3.2. Solos	15
3.2.1. <i>Análise Física do Solo</i>	15
3.2.2. <i>Análise Química</i>	16
3.2.3. <i>Estoque de C e $\delta^{13}\text{C}$ do solo</i>	16
3.2.4. <i>Biomassa microbiana do solo (Carbono)</i>	17
3.3. Biomassa Aérea Viva	18
3.4. Fluxo de CO_2 do solo para atmosfera	22
3.4.1. <i>Influência da presença de folhas no interior das câmaras em pastagens</i>	23
3.4.2. <i>Variação Temporal no Fluxo de CO_2</i>	24
3.4.3. <i>Cálculo dos Fluxos Anuais</i>	24
3.5. Componentes autotróficos e heterotróficos da respiração do solo em pastagens e florestas	25
3.5.1. <i>Respiração heterotrófica “in vitro” em pastagens e florestas</i>	25
3.5.2. <i>$\delta^{13}\text{C}$ do Carbono respirado em pastagens e florestas</i>	26
3.6. Mudança de uso e cobertura da Terra e alteração de fluxos anuais de CO_2	28
4. Resultados e Discussão	31
4.1. Solos	31
4.1.1. <i>Análise Física</i>	31
4.1.2. <i>Análise Química</i>	36
4.1.3. <i>Estoque de C e $\delta^{13}\text{C}$ do solo</i>	43
4.1.4. <i>Biomassa microbiana do solo (Carbono)</i>	52
4.2. Biomassa Aérea Viva	55
4.3. Fluxo de CO_2 do solo para atmosfera	58
4.3.1. <i>Influência da presença de folhas no interior das câmaras em pastagens</i>	58
4.3.2. <i>Variação Temporal no Fluxo de CO_2</i>	62
<i>Variação Diurna</i>	62
<i>Variação Sazonal</i>	64
4.3.3. <i>Comparação do Fluxo de CO_2 entre as Coberturas do Solo</i>	70
4.3.4. <i>Fluxo Anual de CO_2</i>	72
4.4. Componentes autotróficos e heterotróficos da respiração do solo em pastagens e florestas	75
4.4.1. <i>Respiração heterotrófica in vitro em pastagens e florestas</i>	75
4.4.2. <i>$\delta^{13}\text{C}$ do Carbono respirado em pastagens e florestas</i>	77
4.5. Mudança de uso da Terra e alteração de fluxos anuais de CO_2	80
5. Considerações Finais	86
6. Referências bibliográficas	88

Lista de Figuras

Figura 1.	Localização das áreas de estudo	12
Figura 2.	Densidade aparente média para florestas secundárias (n=12), florestas intactas (n=8) e pastagens (n=8).	34
Figura 3.	Valores de pH. Valores correspondem a média (n=12; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.	39
Figura 4.	Saturação de bases (V) nas áreas estudadas. Valores correspondem a média (n=12; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.	40
Figura 5.	Concentração de fósforo nos solos das áreas estudadas. Valores correspondem a média (n=12; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.	41
Figura 6.	Concentração de alumínio. Valores correspondem a média (n=12; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.	42
Figura 7.	Porcentagem de carbono de 0 a 60cm de profundidade nos locais de coleta. (gráficos superiores) e estoque cumulativo de carbono de 0 a 60 cm de profundidade (gráfico inferior). Para detalhes sobre os locais de coleta ver Tabela 1	46
Figura 8.	Valores médios ($\pm$ DP) de $\delta^{13}\text{C}$ do solo em florestas intacta, secundária e pastagens.	48
Figura 9.	Porcentagem de C originado da pastagem através de cálculo de diluição isotópica nas pastagens P1D e P1E (a). No gráfico inferior encontra-se a relação entre teor de argila do solo e $\delta^{13}\text{C}$ do solo (b).	51
Figura 10.	Biomassa microbiana (C) no solo em pastagens, florestas intacta e secundária, nas profundidades 0 a 5 e 5 a 10cm de profundidade. Valores médios e desvios padrões onde n=6 para cada cobertura do solo. Onde flor. intacta e flor. sec. Significam floresta intacta e secundária respectivamente.	53
Figura 11.	Biomassa aérea (Mg ha^{-1}) em ordem decrescente de valor nos 16 locais de coleta. Não há dados até o momento para P2D. Maiores informações sobre os locais na Tabela 1.	56
Figura 12.	Regressão entre biomassa foliar seca (superior) e fresca (inferior) dentro dos anéis e fluxo de CO_2 do solo para atmosfera em uma pastagem (P1D).e floresta intacta foram coletados em Julho de 2000. As barras de erro representam desvio padrão da variação especial (n=5).	59
Figura 13.	Fluxo do solo para atmosfera em anéis sombreados e anéis controle sobre uma pastagem P1D (n=5).	61

Figura 14.	Variação diurna do Fluxo do CO ₂ entre solo e atmosfera em pastagem, floresta intacta e floresta secundária. Dados da floresta secundária foram coletados em Junho de 2000; dados de pastagem e floresta intacta foram coletados em Julho de 2000. As barras de erro representam desvio padrão da variação espacial (n=5). Dois valores no mesmo horário indicam a hora de início e término do experimento. Os eixos das ordenadas não estão na mesma escala. Os horários que apresentam 2 medidas marcam a hora em que o experimento iniciou.	63
Figura 15.	Variação sazonal do fluxo de CO ₂ do solo (A); e precipitação (B), extraída de Duarte <i>et al.</i> (2000). Dados de todos os locais foram agrupados em uma única média para cada mês. As barras de erro representam desvio padrão da variação espacial – florestas secundárias (n=64), florestas intactas (n=32), pastagens (n=32).	67
Figura 16.	Temperatura média mensal da atmosfera em Rio Branco, AC nos meses em que foram feitas as medidas de fluxo de CO ₂ do solo para atmosfera. Dados obtidos da Estação Meteorológica da Universidade Federal do Acre (Duarte, comunicação pessoal).	69
Figura 17.	Médias anuais (n=8) do fluxo de CO ₂ (Mg* C* ha ⁻¹ a ⁻¹) em cada um dos locais de coleta para todos os meses amostrados. Desvio padrão relacionado a variabilidade espacial entre as repetições e não a variabilidade temporal de cada repetição. Para maiores informações sobre cada local de coleta, ver Tabela 1.	72
Figura 18.	Respiração heterotrófica <i>in vitro</i> em uma floresta primária (F1D), uma floresta secundária (C2D) e em uma pastagem (P1D).	76
Figura 19.	Fluxo anual total de CO ₂ do solo para atmosfera nas 3 coberturas do solo analisadas e também para toda a paisagem entre os anos 1988 e 1997, para uma área teste no leste do estado do Acre.	82
Figura 20.	Comparação dos fluxos totais da paisagem nos meses de Agosto (estação seca) e de Fevereiro (estação chuvosa) entre os anos 1988 e 1997. Note a maior amplitude de variação no período chuvoso devido ao aumento de pastagens na paisagem.	83
Figura 21.	Mapas de classificação de cobertura do solo; onde: verde escuro representa florestas primárias, verde claro, florestas secundárias e amarelo pastagens. Ao lado de cada mapa, encontram-se os fluxos anuais totais de CO ₂ do solo para atmosfera para cada componente da paisagem (em Gg de CO ₂ -C).	85

Lista de Tabelas

Tabela 1.	Locais de coleta e suas respectivas informações. Idades das pastagens e florestas secundárias referentes ao ano de 2000.	14
Tabela 2.	Descrição das imagens Landsat TM. A precipitação para cada mês é baseada na estação de chuva de Rio Branco, AC (Duarte et al., 2000). O tamanho das imagens é de 14.2 km x 14.2 km. As Imagens foram adquiridas do INPE e WHRC.	29
Tabela 3.	Análise granulométrica dos locais de coleta AD1 e AE1. Onde: ATOTAL – areia total; ARGDISP – argila dispersa em água. Valores são médias de três amostras de três trincheiras por local e DP é o desvio padrão das amostras.	32
Tabela 4.	Densidade aparente do solo nos locais e profundidades amostrados nas áreas Peixoto e Humaitá, no leste do Estado do Acre. Valores são médias de 3 amostras em 3 trincheiras para cada local; DP é o desvio padrão.	33
Tabela 5.	Análise química dos locais de coleta AD1 e AE1. Valores são médias de três amostras de três trincheiras por local.	38
Tabela 6.	Porcentagem, estoque e $\delta^{13}\text{C}$ do carbono do solo nos locais e profundidades amostrados. %C C4 representa quantidade de carbono do solo que é originada de plantas C4 somente para pastagens. DP: desvio padrão.	44
Tabela 7.	Biomassa microbiana in $\mu\text{g C} \cdot \text{g}_{\text{solo}}^{-1}$. Valores devem ser comparados com cautela, uma vez que utilizamos um método alternativo para extração de C; valores em parêntesis são os desvios padrões (n=3).	52
Tabela 8.	Biomassa aérea viva (BAV) nos locais de coleta de fluxo. Onde P1...P10 são as parcelas.	56
Tabela 9.	Fluxo de CO_2 do solo ($\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em pastagens e florestas intactas e secundárias. O desvio padrão da média (DP) representa variação espacial – florestas secundárias (n=64), florestas intactas (n=32), pastagens (n=32). No mês de outubro de 1999 não houve coletas.	66
Tabela 10.	Fluxos anuais de CO_2 do solo para atmosfera ($\text{Mg CO}_2\text{-C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) em pastagens, florestas intactas e secundárias. O desvio padrão (DP) representa variação espacial (n=8). Para detalhes sobre os locais de coleta, ver Tabela 1.	73
Tabela 11.	Respiração heterotrófica <i>in vitro</i> (respirometria) nas áreas C2D (floresta secundária de 3 anos), P1D (pastagem de 13 anos) e F1D (floresta primária). Valores em $\mu\text{g C g}_{\text{solo}}^{-1} \text{ hora}^{-1}$; desvios padrões em parêntesis.	75

Tabela 12.	$\delta^{13}\text{C}$ do solo; da vegetação; do CO_2 total e do CO_2 da respirometria (heterotrófico) para a pastagem. Valores expressos em $\delta^{13}\text{C}$ ‰.	78
Tabela 13.	Resultado da classificação supervisionada para a área teste para os anos 1988, 1989, 1992, 1996 e 1997. O denominador para as porcentagens é a área total de 200 km^2 . Onde “Pastagens” inclui pastagens, agricultura e cicatrizes de fogo.	81
Tabela 14.	Fluxo total da paisagem e de cada cobertura do solo para cada um dos anos amostrados. O denominador para as porcentagens é a área total de 200 km^2 , que corresponde aos valores da coluna “Paisagem total”. Valores expresso em Gg ($10^9\text{g CO}_2\text{-C}$).	81

RESPIRAÇÃO DO SOLO SOB FLORESTAS E PASTAGENS NA AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL, ACRE

Autor: Cleber Ibraim Salimon

Orientador: Reynaldo Luiz Victoria

Resumo

A conversão de florestas em pastagens e seu subsequente abandono tem ocorrido por toda Amazônia, e embora exista muita pesquisa sobre as conseqüências desta mudança de cobertura do solo, ainda existem muitas perguntas sobre os processos biogeoquímicos associados a estas mudanças. Neste estudo, nós avaliamos os efeitos da mudança de cobertura sobre a respiração do solo em pastagens e florestas secundárias e intactas próximo de Rio Branco, Acre. Utilizou-se o método de câmaras dinâmicas associadas com analisador de gás por infravermelho. As folhas de gramíneas dentro dos anéis de medida nas pastagens foram responsáveis por cerca de 50% do fluxo durante a estação chuvosa, mas na estação seca, sua influência pode ser confundida com a variabilidade entre os anéis de medida. Os maiores fluxos de CO₂ são observados em pastagens e não em florestas, mesmo se descontado o efeito das folhas em pastagens. As maiores amplitudes de variação sazonal também foi observada em pastagens. Devido aos maiores fluxos em pastagens, o fluxo anual de CO₂ do solo para atmosfera foi 20% maior em pastagens em comparação com as florestas. A respiração heterotrófica é similar em pastagens e florestas secundárias e intactas, mostrando que a respiração autotrófica é responsável pelos altos fluxos de CO₂ em pastagens. O $\delta^{13}\text{C}$ do CO₂ de origem heterotrófica em pastagem foi de -15‰, demonstrando que os microrganismos do solo se alimentam principalmente de matéria orgânica originado da pastagem.

SOIL RESPIRATION IN FORESTS AND PASTURES IN SOUTHWESTERN AMAZONIA, ACRE

Author: Cleber Ibraim Salimon

Advisor: Reynaldo Luiz Victoria

Abstract

Conversion of forest to cattle pastures and subsequent abandonment of those pastures is occurring throughout the Amazon Basin, but the biogeochemical consequences of this land cover change are not well understood. In this study we assess the effects of land-use change on soil respiration in pastures, secondary forests and mature forests near Rio Branco, Acre. Leaves inside the measurement chambers were responsible for about 50% of the pasture fluxes in the wet season, but in the dry season its influence was confounded with variability within replicates. The greatest CO₂ fluxes are observed in pastures, which also presented the greatest amplitude of seasonal variation. Annual fluxes were 20% higher in pastures compared to forests. Heterotrophic respiration was similar in pasture and mature and secondary forests, indicating that autotrophic respiration is probably the main cause of higher fluxes in pastures. The $\delta^{13}\text{C}$ of heterotrophic respired CO₂ in pasture was -15‰, showing that microorganisms in pasture soil are feeding mostly on carbon from grasses and not from remaining forest carbon.

1. Introdução

O clima da Terra tem se mantido relativamente estável ao longo da época Holoceno, com algumas exceções regionais, como a transgressão Flandriana no Brasil há cerca de 7 mil anos e a “pequena idade do gelo” no hemisfério Norte entre 1400 e 1800 DC (Suguio, 1999). De forma geral, em períodos de estabilidade climática, a maior parte dos ecossistemas terrestres atingiram um clímax climático ou edáfico (*sensu* Clements [1936]), onde os padrões de precipitação e temperatura ou características do solo determinam o tipo de vegetação dominante em uma região.

Por serem sistemas abertos (*i.e.* em relação a troca de calor e matéria), os ecossistemas estão em equilíbrio termodinâmico com o ambiente (Svirezhev, 2000). Desta forma, seu funcionamento e ciclos biogeoquímicos serão constantes enquanto as condições climáticas e geológicas permanecerem estáveis.

No último século, porém, vários ecossistemas sofreram (e ainda sofrem) graves alterações, tanto em relação aos seus limites geográficos, quanto ao seu funcionamento e suas biodiversidades. Estas alterações são causadas pela explosão demográfica de uma única espécie e não por mudanças climáticas globais.

A espécie em questão, *Homo sapiens sapiens*, colonizou praticamente todos os ambientes da biosfera, devido a sua alta adaptatividade biológica (Foley, 1987) e plasticidade fenotípica (devido a componentes biológicos, culturais e tecnológicos [Childe, 1975]). Mesmo em regiões com densidade demográfica humana baixa, os padrões de uso da terra e utilização de recursos naturais levam a uma alteração, como por exemplo nos oceanos, onde o ser humano se apropria de cerca de 8% da produtividade primária (Vitousek *et al.*, 1997).

A dominação da biosfera pela espécie humana é tão ampla, que somos responsáveis por uma alta taxa de extinção de espécies (Heywood, 1995). Atualmente

usamos ou controlamos cerca de 40% da produtividade primária líquida (PPL) terrestre do planeta (Schlesinger, 1997) e somos responsáveis pelo aumento de 30% da concentração parcial de CO₂ na atmosfera nos dois últimos séculos (Vitousek *et al.*, 1997).

Além desta apropriação da PPL em vários ecossistemas, as mudanças de cobertura e uso da terra devem acarretar em uma diminuição da produtividade líquida global pois, embora em países de clima temperado a substituição de vegetação nativa por plantações aumente a PPL, em regiões tropicais este tipo de conversão deve levar a uma diminuição da PPL (DeFries, 2002).

Ao transformarmos os ecossistemas naturais em áreas produtoras de nossos alimentos (agricultura e pecuária, por exemplo), alteramos características químicas, físicas e biológicas dos solos, águas e atmosfera. Estas alterações ocorrem devido a mudanças de uso da terra e também ao despejo de sub-produtos do nosso metabolismo – seja interno (excretas e fezes) ou externo (lixos sólidos, líquidos e gasosos de indústrias, agricultura, automóveis e outros).

Diante deste quadro de mudanças em escala global, a humanidade tem-se preocupado com os efeitos colaterais da sua relação com o meio. Dentre estes efeitos, os mais comumente citados são aqueles denominados genericamente de “mudanças globais”, dentre os quais destacam-se: (1) alterações nos padrões de distribuição temporal e espacial de chuvas, que podem acarretar vários problemas de secas e/ou enchentes, com graves conseqüências para a saúde pública, produção de alimentos e abastecimento de água potável; e (2) o aumento da temperatura média global devido ao efeito estufa, causado pela emissão antropogênica de gases como CO₂, N₂O, CH₄, CFC's, entre outros.

Dentre os gases do efeito estufa acima citados, o dióxido de carbono (CO₂) é a principal molécula, uma vez que, por ser a maior emissão em termos de massa (7,9 ±

1,2 Pg a⁻¹), é responsável por 60% da forçante radiativa na atmosfera desde o início do período industrial (IPCC, 2001).

Dentro do ciclo biogeoquímico do carbono, também tem-se dado bastante destaque ao CO₂, uma vez que além de ser a principal emissão antropogênica, esta molécula participa de dois grandes processos metabólicos na natureza: a fotossíntese (onde o CO₂ é reduzido a carboidrato) e na respiração (onde os carboidratos são oxidados a CO₂). Além disto, é também a principal forma de troca de C entre os oceanos e a atmosfera. Portanto, podemos dizer que o CO₂ é a principal ponte de conexão entre os diversos reservatórios de C da superfície terrestre.

O maior reservatório de C na superfície são os oceanos, contendo cerca de 38000 Pg de C, seguido pelos ecossistemas terrestres (1500 nos solos e 560 Pg nas plantas) e finalmente pela a atmosfera com 750 Pg (Schlesinger, 1997). Estes valores podem mudar de acordo com as estimativas, porém a magnitude e a relativa importância de cada um deles têm sido consenso entre a maioria dos autores.

Um outro reservatório, o maior de todos, são os pacotes de rochas sedimentares calcárias, que possuem cerca de 75000000 Pg de C (Brady e Weil, 1999). Estas rochas são formadas a partir da sedimentação de conchas, carapaças e da precipitação de carbonatos (Garrels e Mackenzie, 1971). Porém, como os fluxos entre este reservatório e os demais ocorre em escalas geológicas de tempo (milhares e milhões de anos), as alterações devido a ação humana são pouco perceptíveis.

Com relação aos fluxos globais, as maiores trocas anuais de C ocorrem entre atmosfera e ecossistemas terrestres, devido aos processos de fotossíntese e respiração da biota. Desta forma são trocados 120 Pg de C anualmente. As trocas entre atmosfera e oceanos são da ordem de 90 Pg a⁻¹ (Schlesinger, 1997).

Deve-se observar que, adicionalmente, $8,5 \pm 1,2$ Pg C a⁻¹ são emitidos para atmosfera devido a queima de combustíveis fósseis, indústrias e também a mudança de

uso da terra (Houghton, prelo). Parte desta emissão antropogênica de C ($3,2 \pm 0,2 \text{ Pg C a}^{-1}$) permanece na atmosfera e é responsável pelo aumento da concentração de CO_2 . Cerca de $2,4 \pm 0,7 \text{ Pg C a}^{-1}$ são absorvidos pelos oceanos e o restante, entre 2 e 4 Pg C a^{-1} são tidos como seqüestrados pelos ecossistemas terrestres (Schimel *et al.*, 2001; IPCC, 2001; Houghton, prelo).

Este seqüestro realizado pelos ecossistemas terrestres, além de ter uma grande variação temporal e espacial é motivo de grande debate entre a comunidade científica atual (por exemplo: Phillips *et al.*, 2002; Clark, 2002).

No hemisfério Norte, devido ao abandono de terras e regeneração de áreas extensas bem como plantio de florestas, este seqüestro é real e mensurável. No entanto, por ser devido a mudança de uso da terra – e não a uma fertilização por aumento de CO_2 – este seqüestro é temporalmente limitado, pois estas florestas devem chegar a um clímax de acúmulo de biomassa em poucos anos ou décadas (Carspersen *et al.*, 2000; Houghton, prelo).

Paralelamente, nas regiões tropicais, estudos realizados por Grace *et al.* (1995) e Mahli *et al.* (1998), utilizando o método de covariância de vórtices turbulentos, têm demonstrado que algumas florestas primárias na Amazônia seqüestram carbono. Uma das explicações para tais resultados é a fertilização por aumento da concentração de CO_2 . Porém, a intensidade deste seqüestro varia muito, de 1 até 10 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, de acordo com o tipo de modelagem e constantes utilizadas para estes cálculos, podendo inclusive levar a resultados onde a floresta é uma fonte líquida de C para a atmosfera (Miller *et al.*, prelo).

Outros autores discordam destes valores de seqüestro e sugerem que tais resultados são produto da metodologia utilizada, que não leva em consideração a evasão de CO_2 por rios e também por fluxo lateral em direção aos vales durante a noite (Richey *et al.*, 2002). Um outro problema quanto a metodologia dos fluxos de vórtices

turbulentos é a ausência de turbulência atmosférica na maioria das noites, fato que também pode acarretar em superestimativas do seqüestro (Miller *et al.*, prelo).

Se os ecossistemas florestais amazônicos são um sumidouro de C, ainda não se sabe onde este C está sendo armazenado. Telles (2002), ao comparar seus dados com os de outros trabalhos mais antigos nos mesmos locais [Chauvel (1982) e Cerri e Volkoff (1987)], não detectou aumento no estoque de C do solo. Um outro reservatório que poderia estar armazenando este C seria a própria vegetação, como sugeriram Phillips *et al.* (1998, 2002) ao demonstrarem um incremento de $0,7 (\pm 0,34) \text{ Mg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ na biomassa vegetal em florestas tropicais. Porém, Clark (2002) demonstrou claramente que erros metodológicos no processo de medida das árvores e também na escolha dos locais de amostragem podem ter levado a conclusões errôneas.

A análise da literatura hoje disponível indica que os estudos realizados até o momento são insuficientes para que haja um consenso científico em torno do debate sobre a Amazônia ser ou não um sumidouro de C. Para tal consenso, é necessário um maior número de estudos para quantificar de modo mais preciso e amplo os reservatórios e os fluxos nos vários ecossistemas que compõem a Amazônia. Simultaneamente, é vital elucidarmos mais claramente as variabilidades espaciais e temporais para permitir cálculos e extrapolações mais precisas para toda bacia.

A mudança de cobertura e uso do solo também são fatores muito importantes para a elucidação do balanço biogeoquímico do carbono e outros elementos nesta região, uma vez que provocam: (1) alterações em rotas bioquímicas tanto nos solos (como o deslocamento do ciclo do nitrogênio de uma “economia” de nitrato para uma de amônio [Davidson, comunicação pessoal]), como na vegetação (substituição de uma vegetação de plantas de ciclo fotossintético C_3 para uma vegetação C_4); (2) alteração dos reservatórios através da substituição de florestas com alta biomassa por pastagens

com baixa biomassa; e (3) alteração dos fluxos de calor e de gases tanto da vegetação como dos solos para a atmosfera, entre outras alterações.

Devido a estas mudanças provocadas pela mudança de cobertura e uso da terra, vários estudos têm sido efetuados na bacia Amazônica com relação a ciclagem de carbono e outros elementos, desde os anos 1980, quando alguns pesquisadores perceberam que as mudanças de cobertura e uso da terra na região, tais como o desmatamento para instalação de pastagens, também eram uma grande fonte de CO₂ para atmosfera (Fearnside, 1985; Lugo and Brown, 1986).

Os estoques de carbono na biomassa das florestas amazônicas (Houghton *et al.* 2001) e nos solos (Batjes and Dijkshoorn, 1999) têm sido amplamente estudados, embora as variações e incertezas dos valores para ambos os reservatórios sejam grandes – de 150 Mg ha⁻¹ a 425 Mg ha⁻¹ (Brown *et al.*, 1995; Keller *et al.*, 2001) para biomassa aérea; e de 7,3 (Bernoux, 1998) a 9,8 kg m⁻² (Batjes and Dijkshoorn, 1999) de 0 a 100cm de profundidade.

Por outro lado, os fluxos de C do solo para atmosfera não têm sido abordados de forma ampla temporal e espacialmente. Estes fluxos de carbono podem ser na forma de CO₂, CH₄ e outros compostos orgânicos voláteis. Como já foi citado, o CO₂ é o mais importante em termos de massa – principalmente através da queima da vegetação e da respiração de raízes e microorganismos do solo.

Embora muito importante, o fluxo de CO₂ do solo para a atmosfera é pouco conhecido em termos de variação sazonal e de quantidade respirada nos diferentes tipos de cobertura do solo. Alguns autores já abordaram estas questões, mas com poucas repetições espaciais ou temporais (Medina *et al.*, 1980; Davidson *et al.*, 2000; Feigl *et al.*, 1995; Fernandes *et al.*, 2002; Meir *et al.*, 1996).

Com relação as medições dos fluxos de CO₂ em pastagens, um fator que deve-se levar em consideração é a influência da presença de folhas durante o processo de

medição, que podem ocasionar uma superestimativa do fluxo, uma vez que as folhas estão respirando e são incluídas nas câmaras de medida. Devido a isto, alguns autores sistematicamente retiram as folhas de dentro das câmaras para as medições. Porém, nem sempre este detalhe é explicitado nas metodologias. Deve-se observar também que a retirada constante de folhas de dentro dos anéis de medida pode ao longo do tempo levar a uma diminuição da biomassa radicular e desta forma subestimar o fluxo a longo prazo.

Além de quantificar a influência de folhas no fluxo, é também importante saber a origem do CO₂ respirado do solo, para que se possa avaliar a dinâmica do carbono no ecossistema após mudança da cobertura do solo. O uso de isótopos estáveis de carbono (¹²C e ¹³C) como marcadores naturais são uma boa ferramenta para este tipo de estudo, e a determinação do δ¹³CO₂ pode ser utilizado como um indicador de processos metabólicos, uma vez que ele representa de uma forma integrada as principais vias metabólicas e a origem do carbono utilizado no sistema (Ometto *et al.*, 2002).

Devido a estas necessidades de ampliação dos conhecimentos do funcionamento dos ecossistemas amazônicos, foi criado o Projeto “Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia – LBA”. Este projeto, fruto de cooperação internacional e liderado pelo Brasil, tem a participação de pesquisadores de vários países e tem como meta “gerar novos conhecimentos para entender o funcionamento climatológico, ecológico, biogeoquímico e hidrológico da Amazônia, o impacto das mudanças no uso da terra nesses funcionamentos e as interações entre a Amazônia e o sistema biogeofísico global da terra” (LBA, 2003).

A presente tese está inserida dentro do LBA, através do sub-projeto “Ciclos biogeoquímicos em áreas degradadas” coordenada pelo Dr. Eric A. Davidson. A

escolha do Estado do Acre para o desenvolvimento desta tese foi inicialmente devido a esta região ser uma das atuais frentes de colonização (e portanto de desmatamento) e também devido a existência de manchas de solos eutróficos na região, uma vez que uma das hipóteses originais eram que solos eutróficos apresentariam maiores fluxos de CO_2 do solo para a atmosfera já que sobre estes solos espera-se observar uma maior produtividade primária. Uma outra hipótese era que a respiração do solo poderia ser usada como um índice de degradação do solo.

Os objetivos gerais deste trabalho foram (1) quantificar os fluxos de CO_2 do solo para atmosfera nas três principais coberturas do solo na Amazônia Sul-Occidental (florestas intactas, florestas secundárias e pastagens) e descrever suas variações sazonais; e (2) avaliar como a mudança de cobertura e uso da terra modifica estes fluxos ao nível da paisagem.

2. Objetivos Específicos

No intuito de auxiliar a compreensão dos padrões temporais e espaciais do fluxo de CO_2 dos solos para atmosfera e também na determinação das contribuições de plantas e microorganismos do solo para este fluxo, o presente trabalho objetivou:

- Determinar a influência da presença de folhas das gramíneas na medição do fluxo de CO_2 do solo em pastagens;
- Determinar e identificar o padrão sazonal do fluxo de CO_2 do solo para atmosfera em pastagens, florestas secundárias e florestas intactas;
- Comparar os fluxos de CO_2 entre estas coberturas do solo;

- Calcular os fluxos anuais de CO₂ do solo para atmosfera em cada uma destas coberturas;
- Quantificar e comparar a respiração heterotrófica em pastagens, florestas intactas e florestas secundárias;
- Determinar o $\delta^{13}\text{C}$ do carbono respirado em pastagens e florestas intactas;
- Avaliar a influência da mudança de cobertura e uso do solo nos fluxos anuais de CO₂ ao nível da paisagem.

Para abordarmos estas questões, foi efetuada uma caracterização dos solos, em termos físicos, químicos e também das razões isotópicas do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) no solo. Além disto, quantificamos a biomassa microbiana e vegetal das pastagens, florestas secundárias e florestas intactas.

3. Materiais e métodos

3.1. Área de estudo

O estado do Acre, com 153.000km², situa-se na região sudoeste da Amazônia. Em termos geológicos, cerca de 80% da superfície do estado é ocupada pela Formação Solimões, depositada principalmente no Terciário Inferior (Petri & Fúlfaro, 1988; Estado do Acre, 2000). Sobre esta formação, ocorrem predominantemente argissolos que são cobertos por Floresta Ombrófila Aberta. Em estreitas faixas, sobre aluviões holocênicos depositados nos canais e calhas dos principais rios, como Purus, Juruá e Acre, entre outros, ocorre a Floresta Ombrófila Densa (Estado do Acre, 2000). Outras formações menos expressivas em área também ocorrem no Estado, como as formações do Grupo Acre, Complexo Xingu Cruzeiro do Sul, proporcionando o aparecimento de outras tipologias florestais (Estado do Acre, 2000).

O clima regional é classificado como Am (Köpen) com temperatura média de 26° C; pluviosidade entre 1750 e 2000 mm, média de 1940 (± 228) mm entre 1970 e 2000. O mês mais seco é Junho com uma pluviosidade de 32mm e o mais chuvoso é Fevereiro, com 299mm (Duarte et al., 2000). Na Figura 13 pode-se ver a precipitação média mensal ao longo do ano. uma estação seca bem definida (com menos de 60 dias consecutivos sem chuva) ocorre entre os meses de maio e outubro. A umidade relativa é sempre alta, entre 75 e 95 %. Durante o inverno austral as massas de ar polar provocam as chamadas friagens: com quedas de temperatura, em média, de até 10 °C (Duarte et al., 2000).

Os solos são classificados como argissolos distróficos com algumas áreas eutróficas e algumas manchas de latossolos amarelos (Brasil, 1976; Eufra do Amaral com.pess.). Para a escolha das áreas de estudo foi feita a digitalização das manchas de

solos eutróficos apresentadas pelo Projeto RADAMBRASIL (Brasil, 1976). Com base nestes dados, foram feitas amostras de solo iniciais em algumas propriedades que se situavam nestas manchas para selecionarmos as áreas de estudo em solos eutróficos e distróficos. As análises posteriores dos solos nas áreas selecionadas mostraram que nenhuma era realmente eutrófica por definição, embora sejam estatisticamente significativas suas diferenças em relação às áreas que havíamos selecionado como distróficas. Desta forma, os mapas do RADAMBRASIL estavam corretos em mostrarem áreas de solos com maior saturação de bases apesar de não satisfazer o critério para classifica-los como eutróficos. Portanto, as áreas selecionadas inicialmente como eutróficas servem para avaliarmos a influência do status nutricional do solo no fluxo de CO₂ do solo para atmosfera.

Segundo dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, entre 11 e 12% de todo Estado do Acre já foi desmatado. As estimativas da taxa de desmatamento anual variaram entre 0,26 a 0,83% ao ano entre 1977 e 2000 (INPE, 2002). A região mais desmatada e colonizada é o sudeste acreano, Figura 1.

Segundo Carpentier *et al.* (2000) as principais causas do desmatamento nesta região são: agricultura de baixa produtividade e desvalorização da floresta em pé (e de seus produtos), uma vez que esta floresta pouco valorizada é substituída por usos da terra mais rentáveis economicamente.

Figura 1. Localização das áreas de estudo. Para maiores detalhes de cada área e seus locais de coleta, ver Tabela 1. Mosaico do Estado do Acre cedido por Augusto Rocha.

Cerca de 50% desta região é coberta por vegetação natural (Salimon, Brown e Stone, comunicação pessoal) que é classificada como Floresta Ombrófila Aberta (RadamBrasil, 1976) com manchas de florestas dominadas com bambu (Silveira, 1999). Nos locais onde a floresta nativa foi convertida, 60% são cobertos por pastagens e agricultura, e cerca de 40% encontram-se em algum estágio de sucessão secundária (Salimon, Brown e Stone, comunicação pessoal).

Portanto, os três principais tipos de cobertura do solo na região são floresta intacta, pastagens e florestas secundárias.

O presente estudo foi realizado em dois assentamentos rurais federais no sudeste acreano: Projeto de Assentamento Dirigido Peixoto e Projeto de Assentamento Dirigido Humaitá, referidos doravante como Peixoto e Humaitá. As principais produções animais são bovinos e aves, enquanto a produção agrícola é dominada por plantações de mandioca, milho, banana e arroz (INCRA/AC, 2001). Duas outras áreas de floresta secundária foram também estudadas no Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre, Rio Branco, AC.

No caso das pastagens, que foram queimadas no máximo 3 vezes após sua implementação, foram selecionados 4 sítios amostrais, com idades variando entre 12 e 15 anos. Seis locais com florestas secundárias foram selecionados. As mesmas são heterogêneas quanto à idade, variando de 3 a 18 anos desde o abandono, e também são diversas quanto a utilização prévia, de plantio de arroz, milho e mandioca e com diferentes tempos de plantio. Finalmente, foram escolhidas 4 áreas de florestas intactas, as quais não tinham sinais históricos ou visuais de corte raso, mas todas eram ou foram utilizadas para extração de borracha e castanha do Brasil, e para caça. A descrição detalhada de cada um dos locais amostrais é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Locais de coleta e suas respectivas informações. Idades das pastagens e florestas secundárias referentes ao ano de 2000.

Local de coleta	de	Lat/Long		Histórico	Uso prévio	
		Sul	Oeste			
Parque Zoobot.	C5d	9 56 59 S	67 52 18W	Floresta secundária com cerca de 10-12 anos	Roçado	e
	C6d	9 56 59 S	67 52 18W	Floresta secundária com cerca de 15-20 anos	Roçado	e
Peixoto 1	P1d	9 52 27.6S	67 4 19.2W	Pastagem com cerca de 13 anos com eventuais queimadas	Floresta intacta	
	C1d	9 52 32.5S	67 4 17.7W	Floresta secundária com cerca de 11 anos	pastagem	
	C2d	9 52 30.1S	67 4 26.9W	Floresta secundária com cerca de 3 anos	Plantação de mandioca	
	C3d	9 52 31.3S	67 4 24.0W	Floresta secundária com cerca de 3 anos	Plantação de mandioca	
	F1d	9 52 36.7S	67 4 37.9W	Floresta intacta	---	
	P2d	9 56 38.9S	67 6 56.7W	Pastagem com cerca de 12 anos	Floresta intacta	
				Floresta secundária com cerca de 12 anos (obs. Esta área é muito colonizada por lianas e o gado ainda freqüenta o local)	Plantação de mandioca	
Peixoto 2	C4d	9 56 35.6S	67 6 56.4W			
	F2d	9 56 52.9S	67 7 30.8W	Floresta intacta	---	
Humaitá 1	P1e	9 46 12.8S	67 39 28.7W	Pastagem com cerca de 14 anos	Floresta intacta	
	C1e	9 46 14.9S	67 39 27.9W	Floresta secundária com cerca de 3 anos	Roçado (arroz ou feijão)	
	F1e	9 46 13.5S	67 39 29.1W	Floresta intacta	---	
Humaitá 2	P2e	9 50 30.7S	67 46 30.4W	Pastagem com cerca de 6 anos	Floresta intacta	
	C2e	9 50 40.0S	67 46 35.7W	Floresta secundária com cerca de 17 anos	Roçado	
	F2e	9 50 23.7S	67 46 33.8W	Floresta intacta	---	

3.2. Solos

As coletas de solo foram feitas nas áreas Peixoto 1 e Humaitá 1. Estas 2 áreas foram selecionadas pois análises do solo efetuadas anteriormente ao início deste trabalho (Salimon, com.pess.) indicavam que havia um gradiente na saturação de bases. Portanto, foram selecionadas duas áreas: uma de solos mais pobre, referida como “mais distrófica” (Peixoto 1); e outra de solos menos pobres, referida como “menos distrófica” (Humaitá 1).

Desta forma, foram amostrados solos de 2 pastagens, 2 florestas secundárias e 2 florestas intactas. As coletas de solos foram realizadas em Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001. Em cada área foram abertas 3 trincheiras pequenas de 60 X 60 X 60 cm. As profundidades de coleta foram 0-5, 5-10, 20-25 e 50-55cm.

3.2.1 *Análise Física do Solo*

As amostras de solos para determinação da densidade aparente do solo foram coletadas com anéis volumétricos (Blake e Hartge, 1986). Em cada trincheira, foram coletadas 4 amostras indeformadas de solo com um cilindro de 8,25cm de diâmetro por 6 cm de altura em cada uma das profundidades estipuladas acima.

A determinação da granulometria foi realizada pelo Laboratório de Solos da Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz – ESALQ/USP, segundo metodologia descrita em Van Raij *et al.* (2001).

3.2.2. Análise Química

Foram feitas análises de solo para determinação do pH (em CaCl_2), PO_4^{-3} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H+Al , e também cálculo de saturação de bases (V)¹. As análises químicas foram feitas no Laboratório de Solos da Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz – ESALQ/USP. A metodologia para cada uma das análises encontra-se descrita em Van Raij *et al.* (2001).

3.2.3. Estoque de C e $\delta^{13}\text{C}$ do solo

Os estoques de C foram calculados a partir dos valores de porcentagem de carbono e densidade aparente do solo (incluindo os desvios padrão de ambos). O número de amostras utilizadas para cada local para as profundidades 0-5, 5-10, 0-30 e 50-60 cm foram 12, 6, 3 e 3, respectivamente.

As porcentagens de carbono foram determinadas por um analisador elementar Carlo Erba 1110 CNHS e o $\delta^{13}\text{C}$ em um espectrômetro de massa por razão isotópica Delta Finnegan Plus. Para tanto, cada amostra de solo foi subdividida através da utilização de quarteadores. Estas sub-amostras foram moídas até que todo solo passasse por uma peneira de malha 250 μm . Cerca de 20mg de cada sub-amostra moída foram acondicionadas em cápsulas de estanho. Estas cápsulas foram injetadas no analisador elementar para combustão e transformação de toda matéria orgânica em CO_2 , que então era quantificado em termos de porcentagem no cromatógrafo do analisador. Este mesmo gás, após passar pelo cromatógrafo foi conduzido por arraste de He até o espectrômetro de massa para determinação do $\delta^{13}\text{C}$.

$$^1 V = \left(\frac{\sum K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}}{\sum K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Al^{3+}, H + Al} \right) * 100$$

3.2.4. *Biomassa microbiana do solo (Carbono)*

Para estimar a biomassa microbiana de Carbono do solo foi utilizada uma adaptação do método convencional de fumigação e extração (Powson & Jenkinson, 1976; Feigl *et al.*, 1995; Hanson *et al.*, 2000). Este método alternativo, descrito abaixo, foi utilizado devido as condições laboratoriais disponíveis no Laboratório do Setor de Estudos do Uso da Terra e Mudanças Globais/SETEM do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre.

O método consistiu da coleta de 3 amostras de solos em cada uma das áreas de estudo em duas profundidades, 0-5 e 5-10cm. Estes solos foram levados ao laboratório e peneirados a 2mm. Após um período de aclimação de 3 dias em um local escuro e a temperatura constante de 25°C, cada amostra foi separada em 2 sub-amostras, uma de controle e outra para fumigação com clorofórmio. Das sub-amostras de controle, foram retirados 15g de solo que foram colocadas em frascos de vidro de 100ml, onde foram misturados 75ml de solução K_2SO_4 0.5M para extração do carbono solúvel do solo. Após a adição do sulfato, os vidros foram agitados manualmente por dois minutos e depois guardados por 24h. Após este período o material de cada vidro foi filtrado e a solução filtrada foi etiquetada e congelada.

Para as amostras de fumigação, de cada sub-amostra foram retirados 15g de solo, que foram colocadas em um vidro de 100ml juntamente com 4ml de clorofórmio puro (Alvarez Vilanueva, comunicação pessoal), tampadas e deixadas por 48h. Após este período, as amostras foram abertas e deixadas em uma estufa a 40 °C por 5 horas até a completa evaporação do clorofórmio. Em seguida, foram adicionados 75ml de K_2SO_4 0.5M e repetido o processo descrito para as sub-amostras de controle.

As amostras congeladas, foram transportadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica – CENA/USP, no qual foram descongeladas e desidratadas em uma estufa a

temperatura constante de 50 °C por 72 horas. O sal resultante, contendo o carbono solúvel extraído do solo foi então levado para um analisador elementar Carlo Erba 1110 CNHS.

A estimativa da biomassa microbiana foi efetuada a partir das concentrações de C das amostras controle e fumigadas, utilizando o fator de correção do conteúdo de C da biomassa (Fator K) proposto por Feigl *et al.* (1995), que determinou uma constante própria para estes solos tropicais.

3.3. Biomassa Aérea Viva

A biomassa aérea viva foi estimada através do uso de equações alométricas (florestas intactas e secundárias) e do método destrutivo (pastagens).

Para tanto, foram instaladas no mínimo 3 parcelas de 20 x 10m em cada área de floresta, onde árvores com diâmetro $\geq 10\text{cm}$ a 1,3m do solo (doravante chamado de DAP – diâmetro a altura do peito) foram medidas. Dentro destas parcelas foram instaladas sub-parcelas de 10 x 10m para árvores com DAP $\geq 5\text{cm}$, para incluirmos a biomassa de árvores menores.

Nas florestas secundárias, que são pequenas nas áreas estudadas, foram instaladas no mínimo 2 parcelas de 20 x 10m para árvores com DAP $\geq 5\text{cm}$. Dentro destas parcelas foram instaladas sub-parcelas de 5 x 5m para arvoretas com DAP $\geq 2\text{cm}$.

As equações utilizadas para cálculo de biomassa nas florestas intactas foram as desenvolvidas por Brown (1997). Estas equações foram escolhidas devido a (1) terem sido desenvolvidas para florestas tropicais úmidas e próprias para as faixas de diâmetro

das árvores amostradas; (2) não incluírem a altura da árvore no cálculo, pois a medida da mesma no campo é uma grande fonte de erro; (3) ser uma equação já utilizada em outros trabalhos na Amazônia Ocidental e Oriental (Selhorst e Brown, dados não publicados; Keller *et al.*, 2001; Chambers *et al.*, com. pess.) o que possibilita uma melhor intercomparação dos resultados.

As equações utilizadas foram as seguintes:

- árvores com $5\text{cm} \leq \text{DAP} < 160\text{cm}$ $Y = \exp\{-2.134 + 2.530 \cdot \ln(\text{DAP})\}$ (1)

- árvores com $\text{DAP} \geq 160\text{cm}$ $Y = 42.69 - 12.800(\text{DAP}) + 1.242(\text{DAP}^2)$ (2)

onde: Y= Kg de peso seco

DAP = diâmetro do caule a altura do peito (1,3m do solo)

Para as florestas secundárias foram utilizadas 2 equações propostas por Nelson *et al.* (1999). Uma específica para espécies do gênero ***Cecropia*** Loefl. (eq. 3) e outra genérica (eq. 4) para todas as demais espécies encontradas na área estudada pelos referidos autores.

- Árvores do gênero ***Cecropia*** $\ln(Y) = -2,5118 + 2,4257 \cdot \ln(\text{DAP})$ (3)

- Demais espécies $\ln(Y) = -1,9968 + 2,4128 \cdot \ln(\text{DAP})$ (4)

Onde: Y= kg em peso seco

DAP= diâmetro do caule a 1,3m do solo.

A exclusão de ***Cecropia*** da equação (4) se deve a sua peculiar estrutura do caule, que é oco. Além disto, a madeira das espécies deste gênero apresenta

densidade abaixo da média de outras espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias [senso Budowski (1965) ou Denslow (1980)].

Embora Uhl *et al.* (1988) também tenham proposto equações tanto para ***Cecropia*** quanto para as outras espécies agrupadas, seus modelos não foram utilizados por subestimarem a biomassa de árvores com $DAP \geq 20\text{cm}$ e superestimar árvores com $DAP \leq 7\text{cm}$ (Nelson *et al.* 1999).

Duas outras equações foram utilizadas para espécies que possuem hábito muito distinto das demais espécies arbóreas. A equação (5) é específica para ***Guadua weberbaueri*** Pilger, uma espécie de bambu muito freqüente nas florestas da Amazônia Ocidental. Esta equação foi desenvolvida por Torezan *et al.* (2000) para estimar a influência desta espécie, que chega a dominar cerca de 50% das florestas do estado do Acre [Silveira, 1999], na biomassa total das florestas sob sua influência. A equação (6) foi desenvolvida também por Torezan *et al.* (dados não publicados) para ***Attalea phalerata*** Mart. ex Spreng. (nome comum Ouricuri), uma palmeira que não é cortada durante a derrubada, pois seu caule estraga a moto-serra. Suas folhas, ao caírem, deixam presas ao caule restos de suas bainhas, tornando a medida do diâmetro do caule muito maior do que realmente é, o que ocasiona uma superestimativa de sua biomassa através do uso de equações genéricas. Portanto, foi desenvolvida uma equação própria para a espécie.

- ***Guadua weberbaueri*** Pilger $Y = 0,2756 \cdot e^{0,5122 \cdot DAP}$ (5)

- ***Attalea phalerata*** Mart. ex Spreng. $Y = 10.245 \cdot DAP + 37.37 \cdot H - 634.08$ (6)

Onde: Y = kg de peso seco

DAP = diâmetro do caule a 1,3m do solo

H = altura da palmeira incluindo suas folhas.

A estimativa de biomassa nas pastagens foi realizada pelo método destrutivo, que consistiu em implantar parcelas de 50 X 50cm, onde foi cortada toda a vegetação acima do solo. O material assim coletado foi levado para estufa a 70 °C durante 72 horas ou até a estabilização do seu peso. Em cada área de pastagem foram estabelecidas 4 parcelas. A implantação das parcelas foi totalmente aleatória.

3.4. Fluxo de CO₂ do solo para atmosfera

O fluxo de CO₂ foi medido com um analisador de gás por infravermelho (IRGA – sigla em inglês) modelo LICOR-5262 acoplado a um sistema dinâmico de câmara ventilada (Davidson *et al.*, 2002a). Oito anéis de polivinilcarbono-PVC (20cm diâmetro x 10cm altura) foram inseridos a 3cm de profundidade no solo em cada local. No momento de amostragem, uma câmara de PVC era colocada sobre os anéis e o ar era circulado entre a câmara (volume do anel + câmara) e o IRGA, através de uma bomba de ar a 0.5 l min⁻¹. Um escape foi instalado no topo da câmara para manter a pressão interna igual a da atmosfera.

As concentrações de CO₂ na câmara foram gravadas a cada 12 segundos durante 5 minutos e armazenadas em um *palmtop* HP 200 XL conectado ao IRGA. As medidas foram sempre realizadas entre 9:00 e 14:00h, embora não houve uma grande variação diurna em testes de 24h (ver resultados).

O fluxo de CO₂ do solo para atmosfera foi calculado a partir do coeficiente angular da reta obtida pela regressão linear entre a concentração de CO₂ e o tempo. Os 30 primeiros segundos de medição eram descartados da regressão para evitar qualquer influência do fechamento da câmara sobre os anéis.

O IRGA foi calibrado toda manhã antes do uso, de duas formas: (1) zerando o equipamento passando ar por um sistema com cal de soda e (2) passando um gás padrão com concentração de CO₂ de 610 (±2%) ppmv.

3.4.1. Influência da presença de folhas no interior das câmaras em pastagens

Em novembro de 2002, foi conduzido um ensaio para avaliar a influência da presença de folhas dentro dos anéis de medida em pastagens no fluxo de CO₂ do solo para atmosfera. Este ensaio foi realizado por dois motivos: (1) para avaliar até que ponto a presença de folhas dentro do anel era um viés metodológico, uma vez que em florestas intactas e secundárias não existem folhas dentro dos mesmos; (2) para determinar se a presença de folhas dentro dos anéis em pastagens é um bom indicador da contribuição de respiração autotrófica nestas pastagens.

Para este ensaio foi utilizado o mesmo método descrito no item 2.4 para medir o fluxo. Porém, foram utilizados 16 anéis para uma maior representatividade dos resultados. Após a medida do fluxo com as folhas, todas elas foram recortadas de dentro de cada anel e armazenadas em sacos etiquetados para posterior pesagem. Após uma hora do corte das folhas, foram medidos novamente o fluxo em cada anel. O material recolhido de cada anel foi levado ao laboratório e tomadas as medidas de peso fresco e peso seco.

De posse dos resultados de fluxo de CO₂ nos anéis com e sem folhas, bem como da biomassa foliar de cada anel, foram calculadas (1) regressões lineares entre fluxo e biomassa foliar, e (2) a porcentagem de variação no fluxo após a retirada das folhas.

3.4.2. Variação Temporal no Fluxo de CO₂

A variação diária do fluxo foi determinada a partir de medidas de 24 horas realizadas nos três tipos de cobertura do solo: pastagem, floresta intacta e floresta secundária.

A variação sazonal do fluxo foi determinada através da medida mensal dos fluxos em todos os locais de coleta ao longo de um ano (entre Julho de 1999 e Julho de 2000) para pastagens e florestas.

3.4.3. Cálculo dos Fluxos Anuais

O fluxo anual de cada anel de medida foi calculado através da multiplicação dos fluxos horários medidos em campo pelo número de horas e dias de cada mês. Os fluxos dos meses que não possuíam medições foram estimados calculando valores médios entre os meses anterior e posterior ao mês não medido. Depois de calcular os fluxos mensais de cada anel em todos os locais de coleta, foram somados os valores mensais resultando nos fluxos anuais para cada anel. Com estes valores, foram calculadas as médias e desvios padrões do fluxo anual para cada local.

Para corrigir o efeito da presença de folhas dentro dos anéis de medida sobre o fluxo em pastagens na estação chuvosa, nos meses de Novembro, Janeiro, Fevereiro, Março e Abril, os valores dos cálculos de fluxo para cada anel de pastagem foram multiplicados por 0.52 (ver resultados do item 4.4.1).

3.5. Componentes autotróficos e heterotróficos da respiração do solo em pastagens e florestas

Para determinar, mesmo que semi-quantitativamente, a contribuição dos componentes autotróficos e heterotróficos no fluxo de CO₂ do solo, foram realizados os ensaios descritos a seguir.

3.5.1. Respiração heterotrófica “in vitro” em pastagens e florestas

Uma das formas de separar o fluxo de CO₂ entre respiração autotrófica e heterotrófica é através de ensaios de respirometria. Nestes, o material vegetal vivo é extraído do solo, de forma que os valores obtidos são resultantes somente da respiração heterotrófica. Esta metodologia serve para comparar semi-quantitativamente os resultados das medidas em campo, onde a respiração autotrófica é incluída. Uma comparação quantitativa não é possível com este método, pois as quantidades de solo e as condições ambientais são distintas nos dois métodos.

Desta forma, o objetivo deste ensaio foi determinar se a respiração heterotrófica do solo seguiu o mesmo padrão do fluxo total. Se a respiração heterotrófica fosse igual ou menor em pastagem e florestas, então poderíamos assumir que o fluxo elevado em campo foi resultado da respiração autotrófica, uma vez que este fluxo é a somatória das respirações auto e heterotróficas.

Para conduzir este ensaio foram montados frascos de 600ml com 2 válvulas de abertura, que possuíam tubos conectáveis ao analisador de gás por infravermelho (o mesmo aparelho utilizado para as medidas de fluxo).

Cinco amostras de solo para cada cobertura do solo (pastagem, florestas secundárias e primárias) foram coletadas de 0-10cm de profundidade. Ao serem trazidas para o laboratório, foram peneiradas para extração de raízes, homogeneizadas e deixadas em uma temperatura constante de 25 °C, no escuro, por 3 dias, para aclimação de todos os solos à mesma condição ambiental. Vinte gramas de solo de cada amostra foram colocadas em cada frasco (5 frascos para cada cobertura do solo, cada frasco com uma amostra de campo). Parte das amostras foram levadas a estufa para determinação da umidade volumétrica dos solos.

Finalmente os frascos foram fechados e o aumento da concentração de CO₂ era monitorado a cada hora. Posteriormente, foram feitas regressões entre o tempo e a concentração de CO₂ para estimar os fluxos.

Este ensaio foi repetido 4 vezes: em Novembro de 2001, Março de 2002, Abril de 2002 e Julho de 2002. Em todas, as umidades das amostras variaram entre 18 e 23%, e portanto, não foi necessária a correção para umidade, uma vez que suas diferenças não foram significativas.

3.5.2. $\delta^{13}\text{C}$ do Carbono respirado em pastagens e florestas

Para determinar o $\delta^{13}\text{C}$ do CO₂ respirado dos solos, foram analisadas séries temporais de oito amostras de ar, em balões de 100ml previamente evacuados, retiradas de uma câmara de 65l diretamente acoplada ao solo. Solo úmido do próprio local foi usado para selar a câmara junto ao solo para evitar vazamento de ar da câmara para fora e/ou de fora para dentro dela. Cada amostra foi retirada após um aumento de cerca de 50ppm na concentração de CO₂ no interior da câmara, a qual foi monitorada com um IRGA. Um ventilador pequeno manteve o ar homogeneizado dentro da câmara durante todo o período de coleta, cerca de 5 a 10 minutos. Um tubo com perclorato de

magnésio foi colocado entre o balão de amostragem e a câmara para evitar a entrada de vapor d'água nas amostras de ar.

Estas amostras foram então levadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica CENA/USP para a determinação do $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 de cada balão, em um prazo de menos de 2 semanas após as coletas. As concentrações de CO_2 foram determinadas com um IRGA. Após estas medidas, foi calculada uma regressão linear entre inverso da concentração do CO_2 e o respectivo valor de $\delta^{13}\text{C}$. Esta regressão é comumente referida como *keeling plot* (Keeling, 1958). O intercepto da equação que descreve esta regressão é igual ao $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 que saiu do solo, e este número foi utilizado para estimar as fontes de carbono respiradas nas pastagens e florestas (para verificar se o C é proveniente de plantas C_3 ou C_4).

Esta técnica foi aplicada em duas situações diferentes:

1. na amostragem do ar diretamente do solo com a câmara para determinar o $\delta^{13}\text{C}$ de toda a respiração do solo (radicular e microbiana). Este procedimento foi aplicado em duas repetições em pastagens (P1D e PIE) e uma em uma floresta intacta (F1D); e
2. na amostragem do ar evoluído de um solo de pastagem, peneirado e sem raízes ou folhas da gramínea neste solo para determinar o valor de $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 relacionado somente a respiração microbiana. Cinco amostras de solo entre 0-10cm de profundidade foram coletadas em uma pastagem (P1D) e posteriormente misturadas em uma amostra composta. Esta amostra composta foi dividida em 8 sub-amostras de 20 g de solo peneirado cada uma, que foram colocadas em frascos de 600ml (detalhes do frasco: item 2.5.2). Como uma amostra de ar de 100ml tinha que ser removida do volume interno do frasco para a análise isotópica do CO_2 , cada frasco pôde ser amostrado somente uma única vez. Portanto, um dos 8 frascos foi amostrado a cada hora durante 8 horas para permitir o cálculo de um gradiente de

concentração ao longo do tempo. Com este gradiente de concentração de CO₂ e seu respectivo $\delta^{13}\text{C}$ foi possível calcular o $\delta^{13}\text{C}$ do CO₂ respirado somente por microrganismos, como descrito para as amostras de campo.

3.6. Mudança de uso e cobertura da Terra e alteração de fluxos anuais de CO₂

No presente item foi abordada a seguinte questão: como a mudança de cobertura e uso do solo em uma área teste na Amazônia sul-ocidental altera o fluxo de CO₂ do solo para atmosfera ao nível da paisagem?

Para esta avaliação, foi escolhida uma área de 200km² a cerca de 30km da cidade de Rio Branco, Acre (coordenadas dos quatro cantos da imagem: S10°10.308'/W067°38.906'; S10°02.415'/W067°31.352'; S10°10.308'/ W067°31.352'; S10°02.415'/ W067°38.906').

Para esta área teste, foram feitos mapas de cobertura e uso da terra para cinco datas distintas (1988, 1989, 1992, 1996 e 1997). Estes mapas foram derivados da classificação de cinco imagens Landsat 5, sensor Thematic Mapper (TM) dos anos 1988, 1989, 1992, 1996 e 1997 da região de Rio Branco, Acre (órbita 002, ponto 067). Estas imagens foram adquiridas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e do Projeto TRFIC (www.bsrsi.msu.edu/trfic), Tabela 2.

O processamento das imagens foi realizado utilizando os programas IDRISI (Eastman, 1995) e ERDAS (ERDAS, 1991). Somente bandas 3, 4 e 5 foram utilizadas para este estudo pois para algumas datas somente estas estavam disponíveis.

Inicialmente, todas as imagens foram corrigidas geometricamente utilizando as coordenadas de pontos de controle adquiridos no campo através de um sistema de

posicionamento global (GPS – modelo Garmin 12XL). A projeção adotada foi Universal Transversal de Mercator, Datum Sul Americano de 1969. Quando os pontos de controle foram obtidos, a disponibilidade seletiva (Hofmann-Wellenhof *et al.*, 1994) do sistema GPS ainda era aplicado, tornando a média do quadrado dos erros para cada ano em média maiores do que 1.5 pixels, Tabela 2. Posteriormente, foram criados 5 arquivos, cada um contendo as mesmas dimensões e extensões geográficas para todos os anos.

Tabela 2. Descrição das imagens Landsat TM. A precipitação para cada mês é baseada na estação de chuva de Rio Branco, AC (Duarte et al., 2000). O tamanho das imagens é de 14.2 km x 14.2 km. As Imagens foram adquiridas do INPE e WHRC.

	1988	1989	1992	1996	1997
Data	26 JUL 88	14 AUG 89	30 AUG 92	01 AUG 96	05 SEP 97
Precipitação	13.7 mm	0 mm	22 mm	13.6 mm	65.4 mm
Erro de registro (rms)	59m	76m	32m	46m	31m

A classificação da cobertura do solo para cada ano foi feita através de classificação supervisionada (distância mínima) usando as bandas 3, 4, e 5. Os arquivos de assinatura espectral utilizados para a classificação foram criados a partir de informações de campo adquiridas em 1998. Para determinar a cobertura do solo antes de 1998, foram entrevistados moradores locais.

Esta classificação foi feita em três tipos de cobertura somente: (1) floresta primária, (2) pastagens e (3) florestas secundárias (capoeiras). A cobertura pastagem neste caso inclui tanto pastagens quanto agricultura e áreas de moradia (embora estas duas últimas sejam muito pouco expressivas).

As medidas de fluxo de CO₂ do solo para atmosfera foram as realizadas conforme descrito no item 3.4. Os fluxos anuais foram calculados conforme item 2.4.1.

Para se avaliar a influência da mudança de cobertura do solo sobre o fluxo de CO₂, foram utilizados os resultados obtidos nas classificações e nas medidas de fluxo. Portanto, um premissa para tal análise é que os resultados de fluxo obtidos nos anos amostrados (1999 e 2000) são representativos para cada cobertura e para todos os anos. Esta premissa pode ser considerada válida uma vez que (1) os padrões climáticos não se alteraram desde 1988 até o presente; (2) a espécie utilizada para implantação de pastagens *Brachiaria brizantha* tem sido a mesma e (3) o comportamento metabólico de florestas primárias e secundárias e dos microrganismos do solo foi constante ao longo dos anos, uma vez que não houve uma mudança climática no período.

Para calcular o fluxo total da paisagem e a contribuição relativa das áreas de pastagens, florestas primárias e secundárias para cada ano, os valores de fluxo anual de CO₂ foram multiplicados pela área de cada cobertura, equação (7).

$$Fluxo_{paisagem\ x} = (ax * f)_{pastagem} + (ax * f)_{floresta\ primária} + (ax * f)_{floresta\ secundária} \quad (7)$$

onde: $Fluxo_{paisagem\ x}$ significa o fluxo total da área teste para o ano x; ax significa área (hectares) das respectivas coberturas no ano x e f significa fluxo anual de CO₂ do solo para atmosfera (Mg CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹) das respectivas coberturas.

4. Resultados e Discussão

4.1. Solos

4.1.1. Análise Física

De uma forma geral, os solos da área de estudo são argilosos ou muito argilosos (30 a 80%), com uma elevada proporção de silte (14 a 46%). Estes resultados são tipicamente encontrados em argissolos desta região (Silva, 1999).

Os resultados da análise granulométrica mostram que os solos mais distróficos são mais argilosos que os menos distróficos ($p < 0.05$) (Tabela 3).

Com relação aos diferentes tipos de uso, os solos das pastagens são mais argilosos que os das florestas secundárias e primárias no Peixoto (solos mais distróficos); enquanto que em Humaitá (solos menos distróficos), os solos das pastagens e florestas secundárias tem o mesmo teor de argila e ambos são mais argilosos que nas florestas primárias ($p < 0.05$; teste Tukey HSD).

O fato das pastagens estarem em solos mais argilosos pode estar relacionado à perda das camadas superficiais (0-5cm) que são menos argilasas que as sub-superficiais (5-10cm) em argissolos, uma vez que os solos de pastagens são mais expostos e mais sujeitos a erosão.

Tabela 3. Análise granulométrica dos locais de coleta AD1 e AE1. Onde: ATOTAL – areia total; ARGDISP – argila dispersa em água. Valores são médias de três amostras de três trincheiras por local e DP é o desvio padrão das amostras.

local	profundidade (cm)	ATOTAL (%)	DP (%)	SILTE (%)	DP (%)	ARGDISP (%)	DP (%)
c1d	0/5	15	3	34	4	51	2
c1d	05/10	9	2	33	3	58	3
c1d	20/30	9	2	29	1	62	1
c1d	50/60	8	3	26	3	66	5
c2d	0/5	31	2	23	3	46	2
c2d	05/10	26	2	21	2	53	4
c2d	20/30	22	2	17	3	62	5
c2d	50/60	19	3	16	1	66	4
f1d	0/5	18	5	39	2	43	4
f1d	05/10	16	2	38	1	46	3
f1d	20/30	14	4	34	1	52	5
f1d	50/60	8	2	27	2	65	2
p1d	0/5	19	1	23	4	58	3
p1d	05/10	10	1	20	3	70	2
p1d	20/30	7	1	19	2	75	1
p1d	50/60	7	5	14	4	80	3
c1e	0/5	15	6	42	3	43	3
c1e	05/10	13	5	46	2	41	4
c1e	20/30	11	2	38	1	50	2
c1e	50/60	4	5	30	3	67	5
f1e	0/5	25	3	44	1	32	4
f1e	05/10	25	2	43	1	32	3
f1e	20/30	20	1	40	5	40	5
f1e	50/60	12	1	29	5	59	6
p1e	0/5	14	2	42	4	44	3
p1e	05/10*	10	1	46	0	45	1
p1e	20/30	10	7	36	1	54	8
p1e	50/60	4	4	26	3	71	4

A Tabela 4 e Figura 2 apresentam os valores da densidade aparente dos solos das áreas de estudo.

Tabela 4. Densidade aparente do solo nos locais e profundidades amostrados nas áreas Peixoto e Humaitá, no leste do Estado do Acre. Valores são médias de 3 amostras em 3 trincheiras para cada local; DP é o desvio padrão.

Local	prof (cm)	Densidade (g cm ⁻³)	DP
c1d	0/5	1,1	0,0
c1d	05/10	1,3	0,0
c1d	20/30	1,3	0,1
c1d	50/60	1,4	0,0
c1e	0/5	1,0	0,1
c1e	05/10	1,2	0,0
c1e	20/30	1,4	0,0
c1e	50/60	1,4	0,1
c2d	0/5	1,0	0,1
c2d	05/10	1,3	0,0
c2d	20/30	1,2	0,0
c2d	50/60	1,2	0,0
f1d	0/5	1,1	0,2
f1d	05/10	1,3	0,0
f1d	20/30	1,4	0,1
f1d	50/60	1,4	0,1
f1e	0/5	1,1	0,0
f1e	05/10	1,2	0,0
f1e	20/30	1,4	0,0
f1e	50/60	1,3	0,0
p1d	0/5	1,1	0,0
p1d	05/10	1,2	0,1
p1d	20/30	1,2	0,0
p1d	50/60	1,3	0,1
p1e	0/5	1,2	0,1
p1e	05/10	1,4	0,1
p1e	20/30	1,4	0,0
p1e	50/60	1,4	0,0

Figura 2. Densidade aparente média para florestas secundárias (n=12), florestas intactas (n=8) e pastagens (n=8).

A densidade média do solo das florestas intactas aumentou de 1,1 na superfície para 1,4 g cm⁻³ a 50-60cm de profundidade. Nas florestas secundárias os valores foram de 1,0 em superfície e 1,34 g cm⁻³ a 50-60cm de profundidade. Em pastagens, a densidade aumentou de 1,2 entre 0 e 5 cm de profundidade para 1,34 g cm⁻³ entre 50 e 60cm de profundidade.

Estes resultados mostram que as áreas do presente estudo possuem solos um pouco menos densos sob floresta, em comparação com os apresentados por Moraes (1995) em argissolos de Rondônia, onde os valores obtidos chegaram a 1,3 em superfície e 1,48 g cm⁻³ entre 20 e 30 cm de profundidade. Por outro lado, os resultados de pastagens são similares. Já Camargo (1997) apresenta valores de densidade maiores nas camadas superficiais em pastagens e similares em florestas na Amazônia Oriental, onde os solos são classificados como Latossolos.

Assim como apresentado por estes autores, também foi observado um aumento da densidade do solo nas camadas superficiais após a conversão em pastagens. Este fato deve-se principalmente ao pisoteamento do gado e também ao impacto das gotas da chuva sobre o solo mais exposto neste tipo de cobertura. Além disto, a erosão superficial maior em pastagens pode levar a perda dos primeiros centímetros do horizonte após seu estabelecimento pode ocasionar uma maior densidade superficial do solo nas pastagens.

Os valores decrescentes de densidade após 20-30cm para alguns locais isoladamente (C2D, C1E, F1D e P1E –Tabela 4) podem ser interpretados como efeito da existência de concreções de ferro entre 20 e 40cm de profundidade nestes locais. Como a densidade média destas concreções é de 2,4g cm⁻³ (valor obtido em literatura e não medido - Singh e Gilkes, 1996), sua presença pode ter levado a uma maior densidade aparente do solo nesta faixa.

4.1.2. Análise Química

Os resultados para todos os elementos estudados para cada local amostrado encontram-se na Tabela 5.

O valor médio do pH (em CaCl_2) dos solos variou entre 3,2 e 5,4, caracterizando-os como solos ácidos, que são típicos em Argissolos e Latossolos da Amazônia. Estes valores médios são inferiores aos observados por Moraes *et al.* (1995), entre 5,2 e 6,9, em florestas e pastagens de diferentes idades na Amazônia Sul-Occidental em Rondônia. Porém, tal comparação deve ser feita com precaução pois os métodos são distintos e espera-se que pH do solo medido em solução de CaCl_2 (presente estudo) leve a valores inferiores do que pH medido em água. Além disto, os solos daquela região são predominantemente Latossolos, enquanto os do presente estudo são Argissolos.

Os solos menos distróficos (Humaitá) apresentam nas camadas superficiais (0-5 e 5-10cm) um pH menos ácido que os mais distróficos (Peixoto). Entre 20-30 e 50-60cm os valores não são estatisticamente diferentes ($p < 0.05$; Figura 3).

O conteúdo de cátions trocáveis variou entre os locais amostrados, sendo maior nas áreas menos distróficas nas profundidades de 0-5 e 5-10cm. Porém estes valores foram semelhantes nas demais profundidades. O elemento que mais contribuiu para esta diferença foi o Mg^{+2} , sendo observada uma maior quantidade de Mg^{+2} em todas as profundidades em solos menos distróficos (Figura 4).

A disponibilidade de fósforo, um dos elementos chave em solos amazônicos, ficou entre 3 e 29 mg dm^{-3} . Os maiores valores foram observados nas áreas menos distróficas e na superfície de 0-5cm (29, 19 e 16 mg dm^{-3} para C1E, F1E e P1E, respectivamente). Além disso, estes foram os únicos locais e profundidade que tiveram

valores significativamente diferentes ($p < 0.05$). Os demais locais e profundidades (5-10, 20-30 e 50-60cm) apresentaram valores semelhantes (Figura 5).

O conteúdo de Al^{+3} foi superior nas áreas mais distróficas nas profundidades de 0 a 5 ($p < 0,01$) e 5 a 10 cm ($p < 0,001$). Já entre 20 e 30 cm não houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas ($p < 0,56$). Entre 50 e 60 cm de profundidade, houve uma inversão e a área menos distrófica apresentou os maiores teores de Al^{+3} (Figura 6).

O alto teor de Al^{+3} em solos com altos teores relativos de Ca^{+2} , Mg^{+2} e P, embora em profundidades diferentes, também já foi observado em outros solos na Amazônia Ocidental. Este fato resulta da transformação de minerais interestratificados no solo devido à origem sedimentar das rochas mães e/ou pelo fato do processo utilizado para extrair não somente o Al trocável, mas também outras formas (Silva, 1999).

Tabela 5. Análise química dos locais de coleta AD1 e AE1. Valores são médias de três amostras de três trincheiras por local.

	Prof.	pH	V	P	MO	K	Ca	Mg	Al	H	SB	T	m	
local	(cm)	(CaCl ₂)	(%)	(mg*dm ⁻³)	(g*dm ⁻³)				(μmol c*dm ⁻³)				(%)	
c1d	0/5	3,9	27		14	45	3,4	29	12	13	147	44,4	191,7	23
c1d	05/10	3,2	10		11	25	3,5	12	6	31	221	21,5	242,2	57
c1d	20/30	3,2	2		5	17	2,4	1	2	52	303	5,4	308,4	91
c1d	50/60	3,3	1		3	12	1,7	1	1	54	325	3,7	328,7	94
c1e	0/5	5,5	74		30	61	3,8	95	13	-1	40	111,3	151,3	-1
c1e	05/10	4,8	58		13	31	3,3	54	17	2	53	74,0	126,7	2
c1e	20/30	3,5	9		4	15	3,1	10	9	38	229	22,1	250,8	64
c1e	50/60	3,3	3		3	11	3,6	4	10	90	512	17,3	528,9	84
c2d	0/5	3,6	23		10	36	2,9	20	11	12	118	34,6	152,6	27
c2d	05/10	3,2	8		8	23	1,8	6	4	20	141	11,5	152,2	63
c2d	20/30	3,2	3		4	16	1,2	2	1	25	140	4,8	144,8	84
c2d	50/60	3,3	2		3	13	0,9	2	1	22	140	3,5	143,5	87
f1d	0/5	3,2	6		14	39	3,8	3	6	29	213	12,4	225,1	71
f1d	05/10	3,3	3		8	25	2,1	1	2	32	192	5,4	197,4	86
f1d	20/30	3,3	2		4	16	1,6	1	1	33	192	3,6	195,3	90
f1d	50/60	3,4	2		3	12	1,4	1	1	29	213	3,4	216,1	90
f1e	0/5	3,9	23		19	37	2,8	17	11	10	95	31,2	125,8	34
f1e	05/10	3,6	10		8	21	2,4	3	5	16	89	10,4	99,1	62
f1e	20/30	3,3	4		4	12	1,7	1	4	31	160	7,0	167,0	81
f1e	50/60	3,3	2		3	10	2,5	1	5	62	392	8,5	400,5	88
p1d	0/5	4,1	34		14	74	6,5	35	15	6	110	56,2	166,2	12
p1d	05/10	3,5	14		10	24	4,1	12	6	20	153	21,6	174,6	49
p1d	20/30	3,4	7		6	20	3,4	5	4	27	168	11,9	179,4	70
p1d	50/60	3,4	2		4	14	1,3	2	1	31	186	3,8	189,3	90
p1e	0/5	4,6	47		16	41	8,2	35	17	3	69	59,9	129,2	5
p1e	05/10	4,0	29		8	21	4,0	17	10	10	80	30,5	110,0	26
p1e	20/30	3,7	18		4	16	4,0	14	9	36	240	27,0	267,3	51
p1e	50/60	3,4	3		4	13	4,6	3	8	107	515	15,9	531,2	87

Figura 3. Valores de pH. Valores correspondem a média ($n=12$; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.

Figura 4. Saturação de bases (V) nas áreas estudadas. Valores correspondem a média (n=12; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.

Figura 5. Concentração de fósforo nos solos das áreas estudadas. Valores correspondem a média ($n=12$; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.

Figura 6. Concentração de alumínio. Valores correspondem a média ($n=12$; 6 trincheiras, 2 amostras por trincheira; barras de erro correspondem ao desvio padrão da amostra.

4.1.3. Estoque de C e $\delta^{13}\text{C}$ do solo

A Tabela 6 apresenta os resultados de porcentagem, estoque de carbono e $\delta^{13}\text{C}$ do solo para os locais de coleta.

Os solos sob pastagens apresentaram as maiores porcentagens de C e também as maiores densidades do solo. Desta forma, os estoques também foram maiores para esta cobertura do solo até a profundidade amostrada (Figura 7). Porém, as diferenças são estatisticamente significativas somente na profundidade de 0 a 5cm ($p < 0,05$).

Este aumento do estoque de C em pastagens foi encontrado em outras localidades em pastagens com mais de 5 anos na Amazônia Sul-Occidental (Feigl, 1994; Moraes *et al.*, 1996). Uma das possíveis causas para tais resultados é uma maior alocação da produtividade primária líquida nas camadas superficiais dos solos em áreas com *Brachiaria sp.* (Veldkamp (1994), citado por Moraes *et al.* 1996). Outras possibilidades são: (1) a inclusão de raízes muito finas no processo de análise do solo, uma vez que o tradicional método de peneirar o solo a 2mm claramente não exclui as mesmas; desta forma, se nas pastagens existe uma maior quantidade de raízes finas nas camadas superficiais do solo, estas passam pela malha e seu carbono é computado no estoque de C do solo; e (2) o aumento de C recalcitrante na forma de micro-carvões nas pastagens devido a queimadas; este carbono deixa de ser atacado por decompositores e aumenta o estoque total de C no solo.

Tabela 6. Porcentagem, estoque e $\delta^{13}\text{C}$ do carbono do solo nos locais e profundidades amostrados. %C C4 representa quantidade de carbono do solo que é originada de plantas C4 somente para pastagens. DP: desvio padrão.

Local	prof (cm)	% C	DP	Estoque* (Mg C ha ⁻¹)	DP	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	DP	%C C4
c1d	0/5	2,7	0,5	14	2.4	-28,3	0,39	---
c1d	05/10	1,3	0,1	22	0.9	-27,3	0,11	---
c1d	20/30	0,9	0,1	35	0.7	-26,3	0,30	---
c1d	50/60	0,5	0,1	44	0.9	-25,4	0,49	---
c1e	0/5	2,9	0,8	14	4.8	-28,2	0,37	---
c1e	05/10	1,3	0,4	22	1.9	-27,1	0,52	---
c1e	20/30	0,7	0,1	33	0.5	-25,8	0,14	---
c1e	50/60	0,5	0,1	41	0.7	-24,0	0,46	---
c2d	0/5	2,1	0,4	10	2.9	-27,2	0,97	---
c2d	05/10	1,3	0,1	18	0.6	-26,2	0,65	---
c2d	20/30	0,8	0,1	30	0.6	-25,5	0,16	---
c2d	50/60	0,6	0,1	38	0.7	-25,1	0,34	---
f1d	0/5	2,6	0,6	14	3.7	-28,2	0,23	---
f1d	05/10	1,2	0,3	23	1.8	-26,7	1,07	---
f1d	20/30	0,8	0,0	36	0.4	-25,6	0,20	---
f1d	50/60	0,6	0,1	45	0.6	-24,6	0,10	---
f1e	0/5	2,1	0,9	11	4.6	-27,6	0,51	---
f1e	05/10	1,1	0,7	18	3.7	-26,5	0,32	---
f1e	20/30	0,5	0,1	27	0.5	-25,7	0,26	---
f1e	50/60	0,4	0,0	33	0.4	-24,5	0,45	---
p1d	0/5	4,5	1,1	26	5.6	-21,4	0,85	41,9
p1d	05/10	1,7	0,1	36	0.7	-24,2	0,42	16,8
p1d	20/30	1,3	0,1	52	0.4	-24,4	0,20	8,8
p1d	50/60	0,8	0,0	64	0.3	-24,0	0,40	4,9
p1e	0/5	2,8	0,4	17	2.2	-19,4	1,03	52,8
p1e	05/10	1,5	0,5	28	2.9	-22,2	0,67	22,0
p1e	20/30	0,8	0,1	41	0.5	-22,4	0,92	23,9
p1e	50/60	0,6	0,1	50	0.4	-23,1	0,49	11,7

* - Estoque refere-se ao estoque total acumulado de carbono de 0 até a profundidade apresentada na respectiva linha da coluna.

Embora deva existir algum acúmulo de C nas camadas superficiais do solo em pastagens (Fernandes *et al.*, 2002; Moraes *et al.*, 1995), a quantidade de C emitido na queimada em uma pastagem ao longo dos anos chega a ser equivalente a 12% da biomassa aérea total da floresta pré-existente (Kauffman, Cummings e Ward, 1998). Devido a isto e também a perda de C através da morte e decomposição de raízes profundas no solo (Nepstad *et al.* 1994), é provável que as pastagens sejam uma fonte líquida de C para atmosfera (Kauffman, Cummings e Ward, 1998) e não um sumidouro.

Dentro da classe de cobertura pastagens na profundidade de 0 a 5cm foi observada uma diferença no estoque de carbono entre os solos de Peixoto (mais argiloso) e Humaitá (menos argiloso). Porém, não se pode afirmar que a diferença seja causada pelo *status* nutricional do solo, uma vez que em nenhum outro local este parâmetro acarretou em diferenças de estoque. Além disto, a pastagem com maior estoque foi a mais argilosa e o estoque de carbono pode ser determinado pelo teor de argila dos solos (Telles, 2002).

Figura 7. Porcentagem de carbono de 0 a 60cm de profundidade nos locais de coleta. (gráficos superiores) e estoque cumulativo de carbono de 0 a 60 cm de profundidade (gráfico inferior). Para detalhes sobre os locais de coleta ver Tabela 1.

Os resultados das análises isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ mostraram claramente a influência da substituição da floresta original, composta por plantas C3, por pastagens dominadas por *Brachiaria brizantha*, uma gramínea C4. Desta forma, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos solos superficiais das pastagens foram significativamente ($p < 0.05$) maiores que nos solos das florestas secundárias e intactas (Figura 8). Camargo *et al.* (1999) apresentaram resultados semelhantes, demonstrando a incorporação da matéria orgânica proveniente das pastagens nas camadas superficiais de solo.

Mesmo nestas camadas superficiais, o $\delta^{13}\text{C}$ dos solos sob pastagens encontra-se entre os valores de plantas C4 e C3, indicando que existe uma quantidade razoável de carbono remanescente da floresta. A mesma tendência foi encontrada por Moraes (1995) trabalhando em pastagens com idade entre 9 e 13 anos localizadas no Estado de Rondônia.

A partir de 50cm de profundidade, as diferenças de $\delta^{13}\text{C}$ entre pastagens e florestas secundárias e intactas não foram mais estatisticamente significativas ($p < 0.05$). Este padrão de empobrecimento de ^{13}C da superfície até cerca de um metro era esperado e já foi reportado por vários autores (Moraes, 1995; Camargo, 1997; Trumbore *et al.*, 1995). Este fato pode ser resultado de uma maior idade da matéria orgânica (fração refratária) do solo em profundidade (Gouveia e Pessenda, 1999); e portanto, uma maior proporção de carbono da floresta que ainda permanece no solo o torna isotopicamente mais leve do que a vegetação atual C4.

Porém deve-se observar que a partir de um metro de profundidade no solo, o C volta a ser enriquecido de ^{13}C , mesmo em florestas, não mais devido ao tipo de vegetação, mas sim a processos de fracionamento ao longo do perfil do solo, como mostram Camargo (1997) e Trumbore *et al.* (1995).

Figura 8. Valores médios ($\pm$ DP) de $\delta^{13}\text{C}$ do solo em florestas intacta, secundária e pastagens.

Através do cálculo de diluição isotópica (equação 8), foi calculada a porcentagem de carbono de origem da pastagem e aquele remanescente da floresta (Figura 9a). Como este modelo de mistura isotópica assume que a entrada de C nas pastagens é somente de plantas C₄, o resultado não é 100% representativo da influência do C originado do pasto, uma vez que gramíneas nativas e arbustos invasores C₃ alocam carbono no solo da pastagem, mas não são incluídos neste cálculo. Porém, plantas C₃ são raras nas pastagens estudadas.

$$\%C_4 = \frac{\delta^{13}C_{amostra} - \delta^{13}C_{referência}}{\delta^{13}C_A - \delta^{13}C_{referência}} * 100 \quad (8)$$

onde: C_A é o valor de $\delta^{13}C$ da planta C₄ e referência é $\delta^{13}C$ de plantas C₃.

Nas duas pastagens analisadas (P1D e P1E), a porcentagem de C originado das gramíneas C₄ está em torno de 50% na superfície e decresce em profundidade, chegando a 5 e 12%, respectivamente. Esta diferença entre as pastagens deve-se provavelmente a diferença nas concentrações de argila; a pastagem com menor proporção de C de origem C₄ em profundidade é justamente a área com maior teor de argila - e que portanto possui uma maior quantidade de carbono da floresta complexado a estrutura mineral da argila. Na Figura 9b, pode-se ver a relação entre teor de argila e o $\delta^{13}C$ do solo, onde a regressão entre estas variáveis foi altamente significativa estatisticamente ($p < 0.001$) demonstrando mais uma vez a relação entre teor de argila e retenção da matéria orgânica no solo.

Quanto menor o teor de argila, espera-se que haja uma maior substituição do C da floresta pelo da pastagem pois há menos complexação da matéria orgânica do solo aos minerais do solo (ver Telles, 2002). De fato, em Rondônia, em Argissolos com uma textura menos argilosa do que as áreas do presente estudo, Moraes (1995) observou que após 20 anos do estabelecimento da pastagem, 50% do C era originado da pastagem.

Figura 9. Porcentagem de C originado da pastagem através de cálculo de diluição isotópica nas pastagens P1D e P1E (a). No gráfico inferior encontra-se a relação entre teor de argila do solo e $\delta^{13}\text{C}$ do solo (b).

4.1.4. Biomassa microbiana do solo (Carbono)

Os resultados das estimativas da biomassa microbiana para florestas intactas, secundárias e para pastagem encontram-se na Tabela 7.

O conteúdo de C da biomassa microbiana variou entre 20 e 160 $\mu\text{g C g}_{\text{solo}}^{-1}$. O maior valor observado foi em uma floresta secundária ($156 \pm 26 \mu\text{g C g}_{\text{solo}}^{-1}$) e o menor em uma floresta intacta ($65 \pm 55 \mu\text{g C g}_{\text{solo}}^{-1}$). Com exceção de uma floresta secundária (C1E), todas as áreas amostradas apresentaram uma maior biomassa microbiana entre 0 e 5cm de profundidade.

Como pode ser observado na Figura 10, tanto as pastagens como as florestas intactas e secundárias apresentaram valores similares para o conteúdo de C da biomassa microbiana do solo e as diferenças não foram estatisticamente significativas ($p < 0.05$).

Tabela 7. Biomassa microbiana in $\mu\text{g C} \cdot \text{g}_{\text{solo}}^{-1}$. Valores devem ser comparados com cautela, uma vez que utilizamos um método alternativo para extração de C; valores em parêntesis são os desvios padrões (n=3).

	C1E	C2D	F1D	F1E	P1D	P1E
0-5 cm	69 (15)	156 (26)	65 (55)	95 (40)	147 (75)	69 (30)
10-20 cm	69 (15)	52 (52)	26 (37)	35 (15)	95 (54)	35 (40)

Figura 10. Biomassa microbiana (C) no solo em pastagens, florestas intacta e secundária, nas profundidades 0 a 5 e 5 a 10cm de profundidade. Valores médios e desvios padrões onde n=6 para cada cobertura do solo. Onde flor. intacta e flor. sec. Significam floresta intacta e secundária respectivamente.

Uma comparação destes resultados com os de outros autores deve ser feita com cautela, uma vez que o método utilizado foi diferente do apresentado na literatura. De fato, os números no presente método são inferiores aos apresentados por Feigl *et al.* (1995) para a Amazônia Sul-Occidental, com valores que variaram entre 100 e 290 $C\ g_{solo}^{-1}$.

Embora não exista uma relação direta entre biomassa microbiana e respiração heterotrófica, a similaridade entre pastagens e florestas intactas e secundárias pode ser considerada como um indicativo de taxas similares de respiração heterotrófica.

4.2. Biomassa Aérea Viva

A Tabela 8 apresenta os resultados de biomassa aérea para as florestas intactas, secundárias e pastagens estudadas no presente estudo.

As florestas intactas apresentaram os maiores valores de biomassa aérea viva (BAV), como era esperado, seguidos pelas florestas secundárias e finalmente pelas pastagens (Figura 11). A única exceção foi a floresta F2D, que apresentou uma biomassa inferior à floresta secundária C2E (138 e 161 Mg ha⁻¹ respectivamente). Primeiramente, deve-se considerar que C2E é uma capoeira com cerca de 17 anos e portanto já possui uma estrutura e fisionomia muito semelhante de florestas intactas. Além disto, as parcelas de F2D foram alocadas (sempre aleatoriamente) em uma área que não incluiu nenhuma árvore de grande porte. Como tais características foram percebidas em no campo, foi ampliada a amostragem para mais parcelas com DAP mínimo de 35cm. Ao fazer isto, foram incluídas 2 árvores muito grandes, o que elevou a BAV para 515 Mg ha⁻¹, um valor muito acima do esperado para florestas tropicais, que normalmente situam-se entre 200 e 400 Mg ha⁻¹ (Brown, 1997; Nascimento e Laurance, 2002).

Resultados com alta variabilidade como estes já foram observados e discutidos por outros autores, como Brown *et al.* (1995) e Keller *et al.* (2001) ao avaliarem o grau de incerteza da biomassa de florestas na Amazônia. Além disto, devido a fatores como dinâmica de clareiras, avanço e mortalidade florestas de bambu e variabilidade do solo, as amostragens para inventários de biomassa de florestas intactas devem ser muito maiores do que as feitas no presente trabalho (Foster Brown, comunicação pessoal).

Tabela 8. Biomassa aérea viva (BAV) nos locais de coleta de fluxo. Onde P1...P10 são as parcelas.

	Biomassa aérea viva (BAV) por local de coleta ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$)											
	p1e	p2e	p1d	c1e	c2e	c1d	c2d	c3d	c4d	f1e	f2e	f1d
P1	19	11	12	32	115	40	31	13	59	113	526	880
P2	20	11	16	33	206	29	21	18	75	243	102	77
P3	23	9	21				28	34		234	634	276
P4	20	10	15				33			202	255	169
P5										339		102
média	21	10	16	32	160	35	28	22	67	226	379	301

Figura 11. Biomassa aérea ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) em ordem decrescente de valor nos 16 locais de coleta. Não há dados até o momento para P2D. Maiores informações sobre os locais na Tabela 1.

Deve-se lembrar, porém, que a inclusão da estimativa da BAV no presente trabalho teve como objetivo inicial a correlação entre biomassa aérea e fluxo de CO₂. Porém, como os dados de fluxo não mostraram diferença significativa entre florestas primárias e secundárias (item 4.3.2), a avaliação desta correlação deixou de ter significado.

Contudo, uma vez que a quantidade de parcelas foi razoável quando considerado cada tipo de cobertura do solo (florestas intactas, florestas secundárias e pastagens), estes dados serviram para comparar com a literatura existente, bem como avaliar que as áreas de estudo estão em conformidade com valores apresentados na mesma para florestas intactas e secundárias nesta região (Salimon e Brown, 2000; Brown *et al.*, 1995; Selhorst e Brown, dados não publicados).

Com base nestes resultados pode-se dizer que sob o ponto de vista da biomassa como um importante componente da estrutura das florestas, os locais de coleta foram representativos da região.

4.3. Fluxo de CO₂ do solo para atmosfera

4.3.1. Influência da presença de folhas no interior das câmaras em pastagens

Como já foi visto, incluímos este item na tese para que pudéssemos avaliar a influência das folhas dentro dos anéis de medida em pastagens, uma vez que em florestas intactas e secundárias não ocorre esta situação.

Os resultados deste ensaio mostram claramente a influência da presença das folhas da pastagem dentro dos anéis sob o fluxo de CO₂ medido.

No experimento realizado em Julho de 2002, portanto no período de seca, a presença de folhas representou, em média (n=4), um aumento de 30% no fluxo. Este valor, porém, está muito próximo do CV total (29%) de todas amostragens realizadas até então. Portanto, no período seco, a incerteza associada as medidas (CV) se confunde com o valor da influência das folhas no fluxo em pastagens.

Por outro lado, no início da estação chuvosa, em novembro de 2002, quando o experimento foi refeito com um número maior de réplicas (n=16), a presença de folhas no interior dos anéis proporcionou um aumento em relação ao fluxo sem folhas. Portanto no período chuvoso, quando a biomassa foliar é maior, a atividade metabólica devido ao crescimento de folhas, juntamente com uma maior taxa fotossintética, a presença de folhas dentro dos anéis claramente levou a um maior fluxo de CO₂.

Nas equações (9) e (10) pode-se ver que a presença de folhas dentro dos anéis de medida foi responsável por cerca de 40% da variação do fluxo de CO₂ e o fluxo médio sem as folhas foi 52% menor do que com as folhas, tanto para a biomassa foliar seca (eq. 9; p<0.007) ou fresca (eq. 10; p<0.006), como mostram os gráficos da Figura 12.

Figura 12. Regressão entre biomassa foliar seca (superior) e fresca (inferior) dentro dos anéis e fluxo de CO₂ do solo para atmosfera em uma pastagem (P1D).

As equações (9) e (10) descrevem estas relações,

$$\text{Fluxo de CO}_2 = 22.82 \times (\text{biomassa foliar seca}) + 364.55 \quad (p < 0.007) \quad (9)$$

$$\text{Fluxo de CO}_2 = 5.5917 \times (\text{biomassa foliar fresca}) + 371.29 \quad (p < 0.006) \quad (10)$$

Estas relações indicam que na ausência de folhas no interior do anel, o fluxo médio do solo seria entre 365 e 371 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹. Portanto, as folhas aumentaram em 52% o fluxo do solo, de acordo com as equações (9) e (10).

Embora na estação seca a influência de folhas dentro do anel não seja maior que o CV, durante o período chuvoso sua presença pode significar um aumento de 52% (de acordo com a regressão) no fluxo.

Um outro fato que demonstrou a influência das folhas no fluxo de CO₂, e portanto da atividade fotossintética e abertura e fechamento de estômatos, foi a diferença no comportamento do fluxo em pastagens ao longo do dia entre anéis sombreados e não sombreados. A Figura 13 mostra os resultados de 4 dias medidas de fluxo em 5 anéis sombreados e 5 anéis controle.

Nesta figura pode-se ver que os anéis controle (sob o sol) apresentaram uma variação do fluxo ao longo do dia, com picos ao redor do meio dia, e depois o fluxo diminuiu no final da tarde até a noite. Já os anéis sombreados (onde a taxa fotossintética foi reduzida) não apresentaram estes picos ao meio dia, mas sim em torno das 5:00h da manhã, e com valores bem inferiores. Um outro fato a ser observado é a maior variabilidade (desvio padrão) no fluxo dos anéis controle, mostrando mais uma vez a influência do metabolismo das folhas neste fluxo.

Figura 13. Fluxo do solo para atmosfera em anéis sombreados e anéis controle sobre uma pastagem P1D (n=5).

No mesmo gráfico, pode-se ver a variação da temperatura atmosférica no local. A diminuição do fluxo dos anéis controle antes da diminuição da temperatura durante a tarde ocorreu nos quatro dias de experimento. Isto demonstra que não é uma variação da temperatura que provoca uma variação no fluxo, embora eles covariem (devido ao ciclo diário de insolação). Caso fosse a temperatura que ditasse a variação do fluxo, este deveria diminuir posteriormente a diminuição da temperatura atmosférica.

Desta forma acredita-se que a causa da diferença entre os fluxos dos anéis sombreados e controle foi a presença das folhas nos anéis e portanto da respiração destas folhas ao longo do dia devido a fotossíntese e abertura e fechamento dos estômatos, que devem influenciar também as taxas de respiração de suas raízes.

Devido a estes resultados, que demonstraram claramente a influência de folhas dentro dos anéis de medida em pastagens, para que os resultados do fluxo anual (item

3.3.3) se tornem mais precisos, medidas da influência da presença de folhas nos anéis em todos os meses de coleta ajudariam muito na detecção do grau de incerteza associado às estimativas anuais de fluxo.

4.3.2. Variação Temporal no Fluxo de CO₂

De uma forma geral, os fluxos de CO₂ do solo para atmosfera variaram entre 100 e 500 mg C m⁻² h⁻¹, sendo maiores no período chuvoso. Estes valores estão dentro da mesma ordem de magnitude apresentada por outros autores para a Amazônia, entre 80 e 400 mg C m⁻² h⁻¹ (Feigl, 1994; Davidson e Trumbore, 1995; Meir *et al.*, 1996; Fernandes *et al.*, 2002) e também para ecossistemas de clima temperado, onde os fluxos variam entre 50 no inverno e 300 mg C m⁻² h⁻¹ no verão (Rayment e Jarvis, 2000; Savage e Davidson, 2001). Os valores para cada local de coleta e cada mês encontram-se na Tabela 9.

Variação Diurna

Como pode-se ver na Figura 14, florestas intactas, florestas secundárias e pastagens não apresentam variação diurna significativa no fluxo de CO₂ do solo para atmosfera. Feigl *et al.* (1995) e Fernandes *et al.* (2002) também não observaram variações diurnas em suas medidas de fluxo em Rondônia nos anos de 1992 e 1996, respectivamente.

Como nas três coberturas do solo não existe uma variação diurna no fluxo, as medidas sazonais, que foram todas feitas entre 9 e 14 horas, pode ser consideradas representativas do fluxo diário em cada período de coleta.

Figura 14. Variação diurna do Fluxo do CO₂ entre solo e atmosfera em pastagem, floresta intacta e floresta secundária. Dados da floresta secundária foram coletados em Junho de 2000; dados de pastagem e floresta intacta foram coletados em Julho de 2000. As barras de erro representam desvio padrão da variação especial (n=5). Dois valores no mesmo horário indicam a hora de início e término do experimento. Os eixos das ordenadas não estão na mesma escala. Os horários que apresentam 2 medidas marcam a hora em que o experimento iniciou.

Mesmo assim, acredita-se que exista uma pequena variação diária no fluxo tanto em florestas quanto em pastagens, porém ela deve ser menor do que a incerteza associada ao método aqui utilizado e seria necessária a utilização de métodos automatizados com maior representatividade espacial e temporal.

Uma outra observação deve ser feita quanto a variação do fluxo em pastagens durante o período de chuvas. Como visto no item 4.3.1, existe uma influência das folhas dentro do anel sobre o fluxo de CO₂. Portanto, pode-se esperar uma certa amplitude de variação do fluxo ao longo do dia na estação chuvosa, uma vez que a biomassa foliar é maior neste período.

Variação Sazonal

Embora inicialmente foi hipotetizado que o status nutricional do solo influenciaria no fluxo de CO₂, a análise dos resultados aqui apresentados mostraram que não houve diferença estatisticamente significativa entre os solos mais distróficos e os menos distróficos. Desta forma, ao apresentarmos os resultados aqui para cada tipo de cobertura de solos, utilizamos as médias de todos os locais para cada cobertura.

Os maiores fluxos foram observados durante a estação chuvosa (de novembro a maio) com picos em janeiro e fevereiro. Os menores fluxos no presente estudo foram registrados no mês de agosto, um dos meses mais secos do ano (Figura 15). Portanto, pastagens e florestas claramente apresentaram uma variação sazonal no fluxo de CO₂ do solo. O mesmo padrão sazonal foi observado por Davidson *et al.* (2000) em florestas e pastagens no leste do Pará e também por Fernandes *et al.* (2002) em Rondônia.

Como pode-se ver na Figura 15, a variação do fluxo ao longo do ano acompanha a sazonalidade da pluviosidade que por sua vez influencia na umidade do solo e da atmosfera.

Em fevereiro (estação chuvosa), os fluxos nas pastagens foram 4.3 vezes maiores do que em agosto (estação seca). A espécie dominante de gramínea destas

pastagens tem toda sua biomassa aérea na forma de folhas. Quando esta biomassa diminui na estação seca (Saxena *et al.*, 1996) a taxa fotossintética também diminui, e presumivelmente o mesmo acontece com as respirações radicular e microbiana na rizosfera, causando um decréscimo no fluxo total de CO₂ do solo.

Deve-se observar que estes resultados aqui apresentados para pastagens incluem a influência das folhas na medida do fluxo. A retirada de folhas repetidamente de dentro dos anéis de medida poderia provocar um viés metodológico mais grave do que a estimativa separada de sua influência. Porém, mesmo utilizando de um fator de correção de 0.52 (como apresentado no item anterior), os valores do fluxo em pastagens ainda seriam maiores do que os das florestas intactas e secundárias.

Tabela 9. Fluxo de CO₂ do solo (mg C m⁻² h⁻¹) em pastagens e florestas intactas e secundárias. O desvio padrão da média (DP) representa variação espacial – florestas secundárias (n=64), florestas intactas (n=32), pastagens (n=32). No mês de outubro de 1999 não houve coletas.

		Fluxo de CO ₂ do solo para atmosfera (mg C m ⁻² h ⁻¹)					
Ano	Mês	Pasto		Floresta Secundária		Floresta Intacta	
		média	DP	média	DP	média	DP
1999	Julho	199	25	115	7	117	5
	Agosto	121	19	94	8	119	23
	Setembro	403	62	213	6	273	
	Outubro	-----	-----	-----	-----	-----	-----
	Novembro	494	57	240	18	206	50
	Dezembro	431	92	255	12	256	18
2000	Janeiro	496	96	238	18	248	14
	Fevereiro	521	18	222	6	243	8
	Março	329	65	248	19	217	5
	Abril	274	91	243	19	218	10
	Maio	383	59	178	9	170	9
	Junho	287	56	151	16	140	10
	Julho	277	43	149	6	176	11

Figura 15. Variação sazonal do fluxo de CO₂ do solo (A); e precipitação (B), extraída de Duarte *et al.* (2000). Dados de todos os locais foram agrupados em uma única média para cada mês. As barras de erro representam desvio padrão da variação espacial – florestas secundárias (n=64), florestas intactas (n=32), pastagens (n=32).

Florestas intactas e secundárias apresentaram uma menor amplitude de variação sazonal, entre 2.7 e 2.1 vezes maior nas chuvas, respectivamente para 1999 e 2000 e 1.6 e 1.7 para 2001 e 2002, respectivamente. O mês com menor fluxo para as florestas intactas e secundárias também foi agosto. Fernandes *et al.* (2002) também observaram que os fluxos na estação chuvosa eram cerca de 2 vezes maiores do que os da estação seca e que pastagens apresentaram maiores amplitudes de variação do que a floresta intacta. Porém, mesmo na estação chuvosa, os valores do referido

trabalho foram entre 250 a 350 em pastagens e entre 150 e 200 na floresta intacta; valores inferiores aos encontrados no presente estudo.

A figura 16 mostra a sazonalidade da temperatura atmosférica na região. Os meses mais quentes correspondem também aos mais chuvosos e aos maiores fluxos de CO₂ do solo para atmosfera. Porém, deve-se também observar que a variação sazonal da temperatura é muito menor do que a da pluviosidade.

Apesar da ausência de medidas de temperatura do solo ao longo do ano no presente estudo, acredita-se que a amplitude de variação da temperatura do solo seja igual ou menor do que a da temperatura atmosférica, uma vez que os solos possuem um calor específico maior do que o ar. Davidson *et al.* (2000) não encontraram correlação entre estas duas variáveis, ao avaliarem a influência da temperatura do solo sobre o fluxo de CO₂ do solo na Amazônia Oriental. Fernandes *et al.* (2002) também não observaram um padrão consistente de relação entre fluxo de CO₂ do solo e variação da temperatura do solo ao longo do dia em florestas e pastagens em Rondônia.

Figura 16. Temperatura média mensal da atmosfera em Rio Branco, AC nos meses em que foram feitas as medidas de fluxo de CO₂ do solo para atmosfera. Dados obtidos da Estação Meteorológica da Universidade Federal do Acre (Duarte, comunicação pessoal).

Embora o conteúdo gravimétrico de água no solo tenha sido maior nas pastagens (0,25 g H₂O g⁻¹ solo seco) do que em florestas (0,19 g H₂O g⁻¹ solo seco) na estação seca (Pereira e Salimon , comunicação pessoal), a maior diminuição da respiração do solo nas pastagens indica que as gramíneas podem ser mais sensíveis às mudanças sazonais no potencial de água entre solo e ar.

Uma vez que os solos sob pastagens são mais argilosos na superfície (Tabela 3), provavelmente devido a erosão do horizonte A da floresta, pode ser que embora exista mais água no solo, esta água não esteja disponível às plantas. A vegetação da floresta pode ter também suas raízes mais profundas (Nepstad *et al.*, 1994), permitindo acesso a águas mais profundas do solo durante a estação seca, diminuindo assim a sazonalidade da respiração dos solos sobre florestas.

Portanto, acredita-se que a variação do conteúdo de água no solo e na atmosfera devem ser os principais responsáveis pela sazonalidade observada e também pela maior amplitude de variação do fluxo em pastagens, juntamente com a variação da biomassa foliar. A influência da temperatura nos fluxos deve ser menor, uma vez que sua amplitude de variação é menor do que a observada no fluxo e na pluviosidade.

Quanto a relação entre fertilidade do solo e fluxo de CO₂, somente em algumas ocasiões houve diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre solos mais distróficos e menos distróficos e somente em uma pastagem e uma floresta secundária. Além disto, estas diferenças ocorreram apenas no mês de agosto de 1999. De forma que pode-se concluir que as diferenças nutricionais existentes nos solos não ocasionaram um maior ou menor fluxo de CO₂.

4.3.3. Comparação do Fluxo de CO₂ entre as Coberturas do Solo

As pastagens apresentaram, em média, maiores fluxos de CO₂ do solo para atmosfera do que florestas intactas e secundárias ($p < 0.5$, teste Kruskal-Wallis) em todos os meses amostrados (Tabela 9). Resultados similares foram observados por Feigl *et al.* (1995) e Fernandes *et al.* (2002), onde pastagens apresentaram maiores fluxos do que florestas na Amazônia Sul-Occidental. Porém, este não foi o caso no leste do Pará (Davidson *et al.*, 2000), onde a floresta apresentou um fluxo maior do que as pastagens.

Os valores apresentados por Feigl (1994) para uma pastagem de 13 anos na estação seca, entre 91 e 182 mg C m⁻² h⁻¹, são similares aos encontrados no presente estudo, para este período. Fernandes também apresenta valores similares, em torno de 100 mg C m⁻² h⁻¹ na estação seca e entre 200 e 350 mg C m⁻² h⁻¹ na chuvosa, para

pastagens. Davidson *et al.* (2000) encontraram valores abaixo de $100 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ na seca e entre 200 e $400 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ na chuvosa.

A diferença entre pastagens da Amazônia Sul-Occidental (presente estudo, Feigl, 1994; e Fernandes *et al.*, 2002) e Oriental (Davidson *et al.*, 2000) pode ser devido a duração da estação seca (que é mais longa no Pará), levando a uma maior diminuição da biomassa vegetal em pastagens na Amazônia oriental, e portanto uma maior diminuição do fluxo também. Diferenças nas características dos solos também podem ser responsáveis por estas diferenças. Deve-se observar porém, que as diferenças não são tão grandes.

Ao compararmos os valores para as florestas, nossos resultados são cerca de 40% maiores que os apresentados por Feigl (1994) e 13% maiores que os apresentados por Fernandes (1999). Por outro lado, Davidson *et al.* (2000) obtiveram valores ao redor de $100 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ na estação seca e entre 200 e 300 com um pico de $500 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ na estação chuvosa, valores similares na seca mas superiores na estação chuvosa.

Meir (1996) apresenta fluxos de $230 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ entre os meses de maio e junho (estação seca) para uma floresta intacta em Rondônia, também classificada como Floresta Ombrófila Aberta, e tendo porte similar ao das florestas do presente estudo. Os solos são arenosos naquela região, e a porosidade do solo é grande, o que pode ocasionar diferentes taxas de aeração, umidade e temperatura do solo e, por sua vez, no fluxo de CO_2 . Contudo, apesar das diferenças, estes resultados estão dentro da mesma ordem de grandeza e não deveriam ser considerados como anormais.

4.3.4. Fluxo Anual de CO₂

Os fluxos anuais para cada local de coleta encontram-se na Figura 17 e Tabela 10. Os maiores fluxos anuais de CO₂ do solo para atmosfera foram observados nas pastagens, 20,5 (±4,9) Mg CO₂-C ha⁻¹a⁻¹, valor cerca de 25% maior do que em florestas intactas e secundárias, 16,5 (±2,5) e 16,1 (±2,7) CO₂-C ha⁻¹a⁻¹ respectivamente (p<0.05). Porém, deve-se observar que a pastagem P1D apresentou o segundo menor valor de todos os locais amostrados (14 ± 1.5 Mg CO₂-C ha⁻¹a⁻¹).

Figura 17. Médias anuais (n=8) do fluxo de CO₂ (Mg* C* ha⁻¹ a⁻¹) em cada um dos locais de coleta para todos os meses amostrados. Desvio padrão relacionado a variabilidade espacial entre as repetições e não a variabilidade temporal de cada repetição. Para maiores informações sobre cada local de coleta, ver Tabela 1.

Tabela 10. Fluxos anuais de CO₂ do solo para atmosfera (Mg CO₂-C ha⁻¹a⁻¹) em pastagens, florestas intactas e secundárias. O desvio padrão (DP) representa variação espacial (n=8). Para detalhes sobre os locais de coleta, ver Tabela 1.

Local	Fluxo Anual de CO ₂ (Mg ha ⁻¹ a ⁻¹)	DP
C1D	18.3	3.2
C1E	16.9	2.2
C2D	15.4	1.4
C2E	15.1	2.0
C3D	13.5	1.4
C4D	16.9	2.2
C5D	18.8	1.6
C6D	17.1	1.6
F1D	14.9	2.5
F1E	14.7	1.8
F2D	17.3	2.4
F2E	17.7	2.8
P1D	14.0	1.5
P1E	19.0	1.8
P2D	24.3	1.3
P2E	24.8	3.4

Os valores de respiração de solos para florestas encontrados no presente trabalho foram semelhantes às outras estimativas publicadas para florestas tropicais (Davidson *et al.*, 2002b). Embora a biomassa aérea viva aumentou com a idade das florestas secundárias de 30 para 160 Mg C ha⁻¹ no período de 3 a 18 anos desde o abandono, o fluxo anual de CO₂ não aumentou. O fluxos anuais das florestas secundárias de 3 anos de idade (n=4) foram entre 13.5 e 18.3 Mg C ha⁻¹ a⁻¹, enquanto que o fluxo das florestas de 18 anos (n=2) foram de 15.1 e 17.1 C Mg ha⁻¹ a⁻¹. Tais resultados indicam que não há covariância entre idade da floresta secundária e respiração do solo.

As estimativas anuais para pastagens encontradas neste estudo foram também similares, embora um pouco superiores às apresentadas por Davidson *et al.* (2000) para uma pastagem ativa e para uma pastagem degradada (17 e 12 Mg CO₂-C ha⁻¹a⁻¹, respectivamente).

O maior fluxo anual de CO₂ do solo para atmosfera em pastagens pode estar relacionado a maiores taxas de produtividade primária bruta e não representa necessariamente um fluxo líquido para a atmosfera. Trumbore *et al.* (1995) mostraram que um aumento na produtividade primária em pastagens produtivas pode ser responsável pelo pequeno seqüestro de C no solo, o que é consistente com os estoques maiores de C nas camadas superficiais de solos sob pastagens em relação às florestas no presente estudo (Tabela 5) e pode ser um indicativo de altas taxas de produtividade primária. Se a produtividade da pastagem decresce, porém, o ganho prévio de C no solo pode ser revertido. Deve-se também considerar que o aumento de C nos solos sob pastagens (na ordem de uns poucos Mg C ha⁻¹) é pequeno em relação a quantidade de C perdido da biomassa aérea da floresta (100-300 Mg C ha⁻¹) após a conversão.

Deve-se também ter claro que uma alta produtividade primária não representa em si respaldo para estímulo e/ou ampliação de pastagens na região. Existe uma série de serviços e parâmetros ambientais não avaliados aqui, e que são perdidos com a implantação de pastagens, como fragmentação da paisagem, perda de biodiversidade, desaparecimento de nascentes, assoreamento de pequenos corpos d'água (levando a uma alteração do ciclo hidrológico regional), expulsão das populações tradicionais da floresta – acarretando na perda de conhecimento e cultura, aumento de favelas nas periferias das cidades amazônicas, entre outras perdas.

4.4. Componentes autotróficos e heterotróficos da respiração do solo em pastagens e florestas

4.4.1. Respiração heterotrófica *in vitro* em pastagens e florestas

A Tabela 11 apresenta os valores da respiração heterotrófica *in vitro* apresentados pelas florestas intacta, secundária e pastagem utilizadas nos quatro ensaios realizados.

Como pode ser observado (Figura 18), no primeiro ensaio a floresta primária foi o local onde houve uma maior respiração heterotrófica, seguida pela floresta secundária e por último a pastagem. No segundo ensaio, a maior respiração foi a da pastagem, seguida da floresta secundária e primária, respectivamente. Em abril, no terceiro ensaio, a floresta secundária apresentou a maior respiração e no último ensaio de julho, o maior valor foi observado na floresta intacta.

Tabela 11. Respiração heterotrófica *in vitro* (respirometria) nas áreas C2D (floresta secundária de 3 anos), P1D (pastagem de 13 anos) e F1D (floresta primária). Valores em $\mu\text{g C g}_{\text{solo}}^{-1} \text{ hora}^{-1}$; desvios padrões em parênteses.

	Floresta secundária	Floresta intacta	pastagem
Novembro 2001	0,58 (0,1)	0,79 (0,1)	0,47 (0,1)
Março de 2002	0,74 (0,1)	0,66 (0,2)	0,97 (0,3)
Abril de 2002	0,34 (0,0)	0,65 (0,2)	0,54(0,2)
Julho de 2002	1.69 (0.2)	1.91 (0.5)	1.69 (0.3)

Figura 18. Respiração heterotrófica *in vitro* em uma floresta primária (F1D), uma floresta secundária (C2D) e em uma pastagem (P1D).

Para testar se o aumento da concentração de CO_2 foi estatisticamente diferente entre os tratamentos (F1D, C2D, P1D), foram comparados os coeficientes angulares das retas de regressão entre a concentração e o tempo de incubação para os 5 frascos de cada tratamento, uma vez que este valor representa o aumento da concentração ao longo do tempo dentro de cada frasco. Desta forma, observou-se que, em novembro de 2001, as florestas primária e secundária apresentaram respiração similares entre si e superiores a da pastagem. Já em março de 2002, só houve diferença entre a pastagem e a floresta primária, que apresentou o menor valor. Em abril e julho de 2002 não houve diferença entre os três tipos de cobertura.

Embora os valores obtidos nestes ensaios não possam ser quantitativamente utilizados para calcular ou estimar a porcentagem de respiração heterotrófica e autotrófica no fluxo das pastagens, podemos inferir que a contribuição autotrófica é elevada, uma vez que retiradas as plantas do sistema, a respiração no solo da pastagem deixa de ser superior à das florestas.

4.4.2. $\delta^{13}\text{C}$ do Carbono respirado em pastagens e florestas

A Tabela 12 apresenta os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 respirado juntamente com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo e da vegetação dominante para podermos comparar e discutir suas relações.

O CO_2 total respirado nos solos de pastagens apresentou um valor de $\delta^{13}\text{C}$ de -14‰, que está próximo de -13‰, valor das folhas de *Brachiaria brizantha*, porém maiores que o valor encontrado para o C do solo destas pastagens (-21 a -19‰). O CO_2 do solo da floresta teve um $\delta^{13}\text{C}$ de -27.6‰, similar ao -28‰ das folhas da floresta e ao valor do C do solo da floresta (-28‰), Tabela 12.

Estes resultados indicam que a maior parte da respiração dos solos sob pastagem provém ou da respiração radicular das gramíneas ou da decomposição de C produzido pelas gramíneas por microorganismos. Muito pouco resulta da decomposição de matéria orgânica originada da antiga floresta.

O $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 da respirometria (origem heterotrófica) foi -15‰; enquanto que a floresta apresentou um valor de -27.6‰.

Tabela 12. $\delta^{13}\text{C}$ do solo; da vegetação; do CO_2 total e do CO_2 da respirometria (heterotrófico) para a pastagem. Valores expressos em $\delta^{13}\text{C}$ ‰.

	P1D <small>(total)</small>	P1D <small>(heterotrófico)</small>	P1E <small>(total)</small>	F1D <small>(total)</small>
$\delta^{13}\text{C}$ do solo (0-5cm)	-21	-21	-19	-28
$\delta^{13}\text{C}$ do solo (5-10cm)	-24	-24	-22	-27
$\delta^{13}\text{C}$ da vegetação	-13	-13	-13	-28
$\delta^{13}\text{C}$ do CO_2	-14	-16	-14	-27

Como se pode perceber, tanto o valor $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 total como o do CO_2 heterotrófico das pastagens estiveram muito mais próximos do valor da vegetação (plantas C4) do que do valor do carbono armazenado no solo nas profundidades 0-5 e 05-10cm. Abaixo destas profundidades a diferença é ainda maior (ver Tabela 5).

Como não ocorre fracionamento isotópico durante a respiração mitocondrial em plantas C3 e C4 (Lin e Ehleringer, 1997), estes resultados mostram que os microorganismos decompositores estão se alimentando principalmente de matéria orgânica recente, de origem C4, uma vez que o valor respirado (-15.7‰) é muito próximo do valor das gramíneas C4 (-13‰). Ometto *et al.* (2002) obtiveram valores semelhantes de $\delta^{13}\text{C}$ em pastagens na região de Manaus, entre -15 e -18‰. Deve-se observar também que Fernandes (1999) encontrou valor muito próximo (-15.8‰) para o carbono da biomassa microbiana em uma pastagem de 10 anos em Rondônia, resultado que corrobora os valores obtidos no presente trabalho.

Apesar de somente 50% do carbono do solo ser originário da vegetação C4 (da pastagem), 89% do CO_2 total respirado é de origem C4 (calculado a partir de modelo de diluição isotópica [equação 8], tendo como $\delta^{13}\text{C}$ de referência o carbono do solo de 0-5cm de profundidade). Se no cálculo da porcentagem de C originado de C4 for

considerado o $\delta^{13}\text{C}$ das plantas C4 como referência (Feigl, 1994), sua contribuição passa a ser de 94%. A referida autora (Feigl, 1994), ao analisar o $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 em pastagens na Amazônia Sul-Occidental também encontrou valores entre 70 e 100% de C originado de plantas C4, em pastagens entre 3 e 80 anos, respectivamente.

O $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 de origem heterotrófica foi de -15.7‰ , um pouco mais leve do que o total, o que era esperado, uma vez que os microrganismos devem estar se alimentando ainda de alguma fração da matéria orgânica remanescente da floresta. Porém, a diferença entre total e heterotrófico (1.8‰) é muito pequena para que se possa avaliar quantitativamente a contribuição de heterotróficos separadamente. Além disto, 0.6‰ é a soma do desvio padrão da regressão mais o erro analítico do aparelho utilizado para a determinação, tornando esta diferença de 1.8‰ menos significativa ainda.

4.5. Mudança de uso da Terra e alteração de fluxos anuais de CO₂

A análise da série temporal de uso/cobertura do solo, indica que a área de florestas primárias e secundárias (capoeiras) diminuiu, 16% e 5% respectivamente entre os anos 1988 e 1997 (Tabela 13). Simultaneamente, a área de pastagens (incluindo pastagens, agricultura e cicatriz de fogo) aumentou 21% no mesmo período (Tabela 13).

Estes valores de conversão de florestas em pastagens são superiores aos valores de desmatamento (10%) apresentados na literatura para todo o Estado do Acre entre 1978 e 1999, (INPE, 2001). Esta diferença pode ser devido ao fato de que nas proximidades de Rio Branco concentra-se a maior parte do impacto antrópico e, portanto, nesta região a taxa de desmatamento é maior.

Como os resultados do INPE são para todo o estado, sua porcentagem de desmatamento é menor. Apesar desta diferença nos valores totais, esta tendência de diminuição da área de florestas primárias está de acordo como os resultados obtidos para toda a Amazônia INPE (2001).

Entre os anos 1996 e 1997, pode-se observar também que houve uma desaceleração do desmatamento de florestas intactas e um aumento do desmatamento de florestas secundárias, indicando um aumento na taxa de reutilização de florestas secundárias.

Tabela 13. Resultado da classificação supervisionada para a área teste para os anos 1988, 1989, 1992, 1996 e 1997. O denominador para as porcentagens é a área total de 200 km². Onde “Pastagens” inclui pastagens, agricultura e cicatrizes de fogo.

	Floresta Primária		Pastagens		Floresta secundária ≤11anos	
	ha	%	ha	%	ha	%
1988	13654	68	3650	18	2779	14
1989	12934	64	4113	21	3036	15
1992	11986	60	5152	25	2946	15
1996	10486	52	7029	35	2568	13
1997	10455	52	7852	39	1775	09
Mudança total	16% diminuição		21% aumento		5% diminuição	

A Tabela 14 apresenta os resultados dos fluxos anuais de CO₂ através da equação (7), os quais integram o fluxo de CO₂ total da área teste ao longo do período estudado.

Tabela 14. Fluxo total da paisagem e de cada cobertura do solo para cada um dos anos amostrados. O denominador para as porcentagens é a área total de 200 km², que corresponde aos valores da coluna “Paisagem total”. Valores expresso em Gg (10⁹g CO₂-C).

ano	Paisagem total	Floresta intacta			Pastagem			Florestas secundárias		
	Gg	Gg	DP	%	Gg	DP	%	Gg	DP	%
1988	342	221	37	65	75	18	22	46	7	13
1989	344	210	35	61	84	20	25	50	8	15
1992	348	194	32	56	106	25	30	49	7	14
1996	356	170	28	48	144	34	40	42	6	12
1997	360	169	28	47	161	38	45	29	4	8

A análise destes valores indica que com o passar dos anos, devido ao desmatamento e conversão das florestas em pastagens (que apresentam os maiores fluxos), a paisagem como um todo teve um aumento de 5% no fluxo de CO₂ do solo para atmosfera (Figura 19).

Embora a diferença no total anual seja pequena devido a mudança de cobertura (considerando as incertezas associadas estes cálculos), deve-se observar que com o desmatamento existe um aumento da sazonalidade do fluxo ao nível da paisagem (Figura 20). Com aumento da proporção de pastagens na Amazônia como um todo, é provável que passe a existir uma maior sazonalidade na concentração de CO₂ na atmosfera, assim como ocorre no Hemisfério Norte.

Figura 19. Fluxo anual total de CO₂ do solo para atmosfera nas 3 coberturas do solo analisadas e também para toda a paisagem entre os anos 1988 e 1997, para uma área teste no leste do estado do Acre.

Figura 20. Comparação dos fluxos totais da paisagem nos meses de Agosto (estação seca) e de Fevereiro (estação chuvosa) entre os anos 1988 e 1997. Note a maior amplitude de variação no período chuvoso devido ao aumento de pastagens na paisagem.

A Figura 21 apresenta os mapas de classificação com os respectivos fluxos de cada cobertura ao lado. Pode-se perceber um aumento do fluxo total de pastagens ao longo dos anos. Este aumento da participação do fluxo de pastagens levaram a um aumento de 4% no fluxo total da paisagem. Portanto, com a alteração da cobertura e uso do solo nesta região da Amazônia ocorre um aumento do fluxo total de CO_2 para atmosfera.

Porém não se pode concluir a partir destes resultados que existe um aumento da emissão líquida de CO_2 para atmosfera, uma vez que somente foram medidos os fluxos do solo para atmosfera.

Se a produtividade primária líquida for maior devido ao aumento de áreas de pastagens talvez o fluxo líquido (produtividade líquida do ecossistema) seja zero ou até negativo (significando um seqüestro de carbono).

Figura 21. Mapas de classificação de cobertura do solo; onde: verde escuro representa florestas primárias, verde claro, florestas secundárias e amarelo pastagens. Ao lado de cada mapa, encontram-se os fluxos anuais totais de CO₂ do solo para atmosfera para cada componente da paisagem (em Gg de CO₂-C).

5. Considerações Finais

A respiração foliar em pastagens influenciou consideravelmente o fluxo de CO₂ do solo para atmosfera na presente metodologia (cerca de 50% na estação chuvosa e até 30% na seca). Portanto, em próximas amostragens de fluxo em pastagens, deve-se avaliar a influência de folhas nas medidas em todos os meses de coleta, para melhor estimar-se as incertezas associadas as medições.

Os resultados apresentados na presente tese demonstraram mais uma vez que as pastagens apresentam os maiores fluxos de CO₂ do solo para atmosfera em relação a florestas na Amazônia Sul-Occidental (mesmo considerando-se a influência das folhas nas medições). Também foi demonstrado que tanto pastagens como florestas apresentam uma sazonalidade neste fluxo, que deve estar relacionada principalmente aos padrões de precipitação e potencial de água entre solo e ar.

Os valores encontrados na literatura para contribuição da respiração autotrófica (raízes) para o fluxo total de CO₂ estão em torno de 50% em florestas (temperadas e tropicais). Para pastagens e gramíneas estes valores variam entre 10 a 100% (Hanson *et al.*, 2000; Behera *et al.*, 1990; Robinson e Scrimgeour, 1995). Devido a esta grande amplitude de contribuição das raízes na respiração do solo em pastagens, permanece ainda a necessidade de elucidar de forma mais precisa sua contribuição em pastagens da região amazônica e com maior detalhamento ao longo das estações.

Apesar das incertezas quantitativas, pode-se concluir que o maior fluxo de CO₂ do solo para atmosfera nas pastagens foi devido a respiração autotrófica, uma vez que as respirações heterotróficas não diferem entre pastagens e florestas.

Além disto, com os dados obtidos do $\delta^{13}\text{C}$ do CO₂ respirado, foi possível observar que os microorganismos do solo em pastagens se alimentam principalmente

de material originado das gramíneas. Estes resultados por um lado diminuem a possibilidade de se utilizar o $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 para separar respiração heterotrófica de autotrófica, já que a fonte dos heterótrofos é o carbono das gramíneas, não permitindo o cálculo da contribuição de cada um pois seus sinais são praticamente os mesmos.

Por outro lado, estes mesmos resultados proporcionam uma boa indicação da dinâmica do carbono neste tipo de sistema e mostram que boa parte do carbono de origem C4 que entra no solo é rapidamente atacado pelos microorganismos. Portanto, nas pastagens estudadas de cerca de 10 anos, a quase totalidade do carbono ciclado neste sistema é de origem C4.

Com relação ao status nutricional do solo, conclui-se que as diferenças encontradas nos solos estudados não são suficientes para ocasionar uma diferença na taxa de respiração nos solos.

Finalmente, os resultados aqui apresentados sugerem que as pastagens nesta região não devem ser consideradas como degradadas sob o ponto de vista da respiração dos solos. Como o fluxo de CO_2 está relacionado à produtividade primária, acredita-se que o maior fluxo nestas pastagens pode ser um dos motivos da baixa taxa de abandono de pastagens observado na região (Salimon, Brown e Stone, comunicação pessoal), uma vez que estas permanecem produtivas sem manejo por mais de 10 anos.

6. Referências bibliográficas

- ACRE (Estado). **Zoneamento ecológico-econômico do estado do Acre**. Rio Branco, 2000.
- BATJES, N.H.; DIJKSHOORN, J.A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. **Geoderma**, v.89, p.273-286, 1999.
- BEHERA, N.; JOSHI, S.K.; PATI, D.P. Root contribution to total soil metabolism in a tropical Forest soil from Orissa, India. **Forest Ecology and Management**, v.36, p.125-134, 1990.
- BERNOUX, M.M.Y. Conteúdo de carbono dos solos da Amazônia Ocidental e mudanças decorrentes da conversão da floresta em pastagens. Piracicaba, 1998. 98p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A (Ed.) **Methods of soil analysis**. Part 1: Physical and mineralogical methods. 2.ed. Madison: ASA, 1986. p.363-376.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 12.ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 881p.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto RADAMBRASIL**: Folha SC.19 Rio Branco. Rio de Janeiro, 1976.
- BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests**: a primer. Rome: FAO, 1997.
- BROWN, I.F.; MARTINELLI, L.A.; THOMAS, W.W.; MOREIRA, M.Z.; FERREIRA, C.A.C.; VICTORIA, R.L. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia, Brasil. **Forest Ecology and Management**, v.75, p.175-189, 1995.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, 1965.

- CAMARGO, P.B. Dinâmica da material orgânica do solo decorrente das mudanças no uso da terra utilizando isótopos de carbono. Estudo de um caso: Paragominas, PA. Piracicaba, 1997. 98p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- CAMARGO, P.B.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A.; DAVIDSON, E.A.; NEPSTAD, D.C.; VICTORIA, R.L. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. **Global Change Biology**, v.5, p.693-702, 1999.
- CARPENTIER, C.L.; VOSTI, S.A.; WITCOVER, J. Intensified production systems on western Brazilian Amazon settlement farms: could they save the forest? **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v82, p.73-88, 2000.
- CASPERSEN, J.P.; PACALA, S.W.; JENKINS, J.C.; HURTT, G.C.; MOORCROFT, P.R.; BIRDSEY, R.A. Contributions of land-use history to carbon accumulation in US forests. **Science**, v.290, p.1148-1151, 2000.
- CERRI, C.C.; VOLKOFF, B. Carbon content in a yellow Latosol of Central Amazon rain forest. **Acta Oecologica**, v.8, n.1, p.29-42, 1987.
- CHAUVEL, A. Contribuição para o estudo da evolução dos latossolos amarelos, distróficos, argilosos na borda do platô, na região de Manaus: mecanismos da bibbsitização. **Acta Amazônica**, v.11, n.2, p.227-245, 1982.
- CHILDE, G. **Evolução cultural do homem**. Rio de Janeiro: Zahar, 1975.
- CLARK, D.A. Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. **Ecological Applications**, v.12, n.1, p.3-7, 2002.
- CLEMENTS, FE. 1936. Nature and structure of the climax. In: REAL, L.A.; BROWN, J.H. **Foundations of ecology** - classic papers with commentaries. Chicago: The University of Chicago Press, 1991. p.59-97.
- DAVIDSON, E.A.; TRUMBORE, S.E. Gas diffusivity and production of CO₂ in deep soils of the eastern Amazônia. **Tellus**, v.47B, p.550-565, 1995.

- DAVIDSON, E.A.; VERCHOT, L.V.; CATTANIO, J.H.; ACKERMAN, I.L.; CARVALHO, J.E.M. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazônia. **Biogeochemistry**, v.48, p.53-69, 2000.
- DAVIDSON, E.A.; SAVAGE, K.; VERCHOT, L.V.; NAVARRO, R. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.113, p.21-37, 2002a.
- DAVIDSON, E.A.; SAVAGE, K.; BOLSTAD, P.; CLARK, D.A.; CURTIS, P.S.; ELLSWORTH, D.S.; HANSON, P.J.; LAW, B.E.; LUO, Y.; PREGITZER, K.S.; RANDOLPH, J.C.; ZAK, D. Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.113, p.39-51, 2002b.
- DEFRIES, R. Past and future sensitivity of primary production to human modification of the landscape. **Geophysical Research Letters**, v.29, n.7, p.1-4, 2002.
- DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, v.12, p.47-55, 1980.
- DUARTE, A.F.; ARTAXO NETO, P.; BROWN, I.F.; QUINTELA, T.S.; CHAIM, A.C. **O clima em Rio Branco – Acre Brasil entre os anos 1970 e 2000**. Rio Branco: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, 2000. (Relatório Técnico).
- EASTMAN, J.R. **IDRISI for Windows**. Worcester: Clark University, 1995.
- ERDAS. **Field guide**. Ver 7.5. 2.ed. Atlanta: ERDAS, 1991. 394p.
- FEARNSIDE, P.M. Brazil's Amazon and the global carbon problem. **Interciencia**, v.10, n.4, p.179-186, 1985.
- FEIGL, B.J. Dinâmica da matéria orgânica do solo na sucessão floresta/pastagem na Amazônia (Rondônia). Piracicaba, 1994. 68p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.

- FEIGL, B.J.; SPARLING, G.P.; ROSS, D.J.; CERRI, C.C. Soil microbial biomass in Amazonian soils: evaluation of methods and estimates of pool sizes. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, n.11, p.1467-1472, 1995.
- FERNANDES, S.A.P. Propriedades do solo na conversão de floresta em pastagem fertilizada e não fertilizada com Fósforo na Amazônia (Rondônia). Piracicaba, 1999. 131p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- FERNANDES, S.A.P.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. **Geoderma**, v.107, p.227-241, 2002.
- FOLEY, R. **Another unique species: patterns in human evolutionary ecology**. London: Longman Group, 1987.
- GARRELS, R.M.; MACKENZIE, F.T. **The evolution of sedimentary rocks**. New York: Norton & Company, 1971.
- GOUVEIA, S.E.M.; PESSENDA, L.C.R. Datação da fração humina da matéria orgânica do solo e sua comparação com idades de ¹⁴C de carvões fósseis. **Química Nova**, v.22, n.6, p.810-814, 1999.
- GRACE, J.; LLOYD, J.; MCINTYRE, J.; MIRANDA, A.; NOBRE, C.; MONCIEF, J.; MASSHEDER, J.; MAHLI, Y.; WRIGHT, I.; GASH, J. Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rainforest in south-west Amazonia. **Science**, v.270, p.778-780, 1995.
- HANSON, P.J.; EDWARDS, N.T.; GARTEN, C.T.; ANDREWS, J.A. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. **Biogeochemistry**, v.48, p.115-146, 2000.

- HEYWOOD, V.H. **Global Biodiversity Assessment**. Cambridge University Press. 1995.
- HOFMANN-WELLENHOF, B.; LICHTENEGGER, H.; COLLINS, J. **GPS** – theory and practice. 3.ed. New York: Springer-Verlag, 1994.
- HOUGHTON, R.A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. **Tellus**, Prelo.
- HOUGHTON, R.A.; LAWRENCE, K.T.; HACKLER, J.L.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, v.7, p.731-746, 2001.
- INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. **Relatório final** – operação coleta de dados SIPRA-2000. Rio Branco: INCRA, 2001.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Monitoramento da floresta amazônica por satélite, 1998-1999**. São José dos Campos: INPE, 2001.
<http://www.inpe.br/amz.htm>;
http://www.inpe.br/Informacoes_Eventos/amz1999_2000/Prodes/html/pag_7.htm.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001. **IPCC**: the scientific basis. http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/index.htm. (acesso: 2001-2002)
- KAUFFMAN, J.B.; CUMMING, D.L.; WARD, D.E. Fire in the Brazilian Amazon: 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. **Oecologia**, v.113, p.415-427, 1998.
- KEELING, CD. The concentration and isotopic abundances of atmospheric carbon dioxide in rural areas. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.13, p.322-334, 1958.
- KELLER, M.; PALACE, M.; HURTT, G. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: examination of sampling and allometric uncertainties. **Forest Ecology and Management**, v.154, p.371-382, 2001.

- LBA – Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia. 2003. O Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA) – Plano Experimental Conciso. <http://lba.cptec.inpe.br/lba/index.html>. (acesso: 2003)
- LIN, G.; EHLERINGER, J.R. Carbon isotopic fractionation does not occur during dark respiration in C₃ and C₄ plants. **Plant Physiology**, v.114, p.391-394, 1997.
- LUGO, A.E.; BROWN, S. Brazil Amazon forest and the global carbon problem. **Interciencia**, v.11, n.2, p.57-58, 1986.
- MALHI, Y.; NOBRE, A.D.; GRACE, J.; KRUIJT, B.; PEREIRA, M.G.P.; CULF, A.; SCOTT, S. Carbon dioxide transfer over a Central Amazonian rain forest. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v.103, p.31593-31612, 1998.
- MEDINA, E.; KLINGE, H.; JORDAN, C. et al. Soil Respiration in Amazonian Rain Forests In The Rio-Negro-Basin. **Flora**, v.170, n.3, p.240-250. 1980.
- MEIR, P.W. The exchange of carbon dioxide in tropical forest. Edinburgh, 1996. Thesis (Doctor) - Institute of Ecology and Resource Management, University of Edinburgh.
- MEIR, P.W.; GRACE, J.; MIRANDA, A.; LLOYD, J. Soil respiration in a rainforest in Amazônia and in cerrado in central Brazil. In: GASH, J.H.C.; NOBRE, C.A.; ROBERTS, J.M.; VICTORIA, R.L. **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Willey and Sons, 1996. p.319-329.
- MILLER, S.M.; GOULDEN, M.L.; MENTON, M.C.; ROCHA, H.R.; FREITAS, H.C.; FIGUEIRA, A.M.S.; SOUZA, C.A.D. Biometric and micrometeorological measurements of tropical Forest carbon balance. **Ecological Mongographs**, Prelo.
- MORAES, J.F.L. Propriedades do solo e dinâmica da matéria orgânica associadas às mudanças do uso da terra em Rondônia (RO)/Brasil. Piracicaba, 1995. 69p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.

- MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; KICKLIGHTER, D.; NEILL, C.; SKOLE, D.L.; STEUDLER, P. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon. **Soil Science Society of America Journal**, v.59, p.244-274, 1995.
- MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon Forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v.70, p.63-81, 1996.
- NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, v.168, n.1-3, p.311-321, 2002.
- NELSON, B.W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J.L.G.; SOUZA, L.G.A.; BATISTA, G.T.; COUTO, L.B. Allometric regressions for improved estimate of secondary Forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.117, p.149-167, 1999.
- NEPSTAD, D.C.; DE CARVALHO, C.R.; DAVIDSON, E.A.; JIPP, P.; LEFEBVRE, P.; NEGREIROS, G.H.; DA SILVA, E.D.; STONE, T.A.; TRUMBORE, S.; VIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v.372, p.666-669, 1994.
- OMETTO, J.P.H.B.; FLANAGAN, L.B.; MARTINELLI, L.A.; MOREIRA, M.Z.; HIGUCHI, N.; EHLERINGER, J.R. Carbon isotope discrimination in forest and pasture ecosystems of the Amazon basin, Brazil. **Global Biogeochemical Cycles**, v.16, n.4, art. no. 1029, 2002.
- PETRI, S.; FULFARO, V.J. **Geologia do Brasil**. São Paulo: EDUSP, 1988.
- PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NÚÑEZ, P.V.; VÁSQUEZ, R.M.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. **Science**, v.282, p.439-442, 1998.

- PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; VINCETI, B.; BAKER, T.; LEWIS, S.L.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; VARGAS, P.N.; MARNINEZ, R.V.; LAURANCE, S.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. **Ecological Applications**, v.12, n.2, p.576-587, 2002.
- POWLSON, D.S.; JENKINSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil – II. Gamma irradiation, autoclaving, air-drying and fumigation. **Soil Biology and Biochemistry**, v.8, p.179-188, 1976.
- RAYMENT, M.B.; JARVIS, P.G. Temporal and spatial variation of soil CO₂ efflux in a Canadian boreal forest. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.35-45, 2000.
- RICHEY, J.E.; MELACK, J.M.; AUFDENKAMPE, A.K.; BALLESTER, V.M.; HESS, L.L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. **Nature**, v.416, p.617-620, 2002.
- ROBINSON, D.; SCRIMGEOUR, C.M. The contribution of plant C to soil CO₂ measured using $\delta^{13}\text{C}$. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, n.12, p.1653-1656, 1995.
- SALIMON, C.I.; BROWN, I.F. Secondary forests in western Amazonia: significant sinks for carbon released from deforestation? **Interciencia**, v.25, n.4, p.198-202, 2000.
- SAVAGE, K.E.; DAVISON, E.A. Interannual variation of soil respiration in two New England forests. **Global Biogeochemical Cycles**, v.15, n.2, p.337-350, 2001.
- SAXENA, A.K.; RANA, B.S.; RAO, O.P.; SINGH, B.P. Seasonal variation in biomass and primary productivity of para grass (*Brachiaria mutica*) under a mixed tree stand and in an adjacent open area in northern India. **Agroforestry Systems**, v.33, p.75-85, 1996.
- SCHIMEL, D.S.; HOUSE, J.I.; HIBBARD, K.A.; et al. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. **Nature**, v.414, p.169-172, 2001.
- SCHLESINGER, W.H. **Biogeochemistry – an analysis of global change**. Boston: Academic Press, 1997.

- SILVA, J.R.T. Solos do Acre: caracterização física, química e mineralógica e adsorção de fosfato. Viçosa, 1999. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- SILVEIRA, M. Ecological aspects of bamboo-dominated Forest in southwestern Amazônia: an ethnoscience perspective. **Ecotropica**, v.5, p.213-216, 1999.
- SINGH, B.; GILKES, R.J. Nature and properties of iron rich glaebules and mottles from some south-west Australian soils. **Geoderma**, v.71, p.95-120, 1996.
- SUGUIO, K. **Geologia do quaternário e mudanças ambientais – passado + presente = futuro**. São Paulo: Paulo's Comunicação e Artes Gráficas, 1999.
- SVIREZHEV, Y.M. Thermodynamics and ecology. **Ecological Modelling**, v.132, p.11-22, 2000.
- TELLES, E.C.C. Dinâmica do carbono no solo influenciada pela textura, drenagem, mineralogia e carvões em florestas primárias na região centro-oriental da Amazônia. Piracicaba, 2002. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- TOREZAN, J.M.; SILVEIRA, M. The biomass of bamboo (*Guadua weberbaueri* Pilger) in Open Forest of the Southern Amazon. **Ecotropica**, v.6, p. 71-76, 2000.
- TRUMBORE, S.; DAVIDSON, E.A.; CAMARGO, P.B.; NEPSTAD, D.C.; MARTINELLI, L.A. Belowground cycling of carbon in forest and pasture of eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v.9, p.515-528, 1995.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazônia. I – patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v.76, p.663-681, 1988.
- VAN RAIJ, B.; DE ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Editora IAC, 2001.

VITOUSEK, P.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, v.277, p.494-499, 1997.

ERRATA

1. página 3, linha 12: ao invés de “nas plantas” leia-se “na vegetação”;
2. página 10, linha 16: ao invés de “figura 13” leia-se “figura 15”;
3. página 23, linha 10: ao invés de “item 2.4” leia-se “item 3.4”;
4. página 22, incluir no final do segundo parágrafo: “Entre julho de 1999 e julho de 2000, foi realizada uma única coleta mensal em cada local amostrado”;
5. página 46: a legenda correta é: “Porcentagem de carbono de 0 a 60cm de profundidade nos locais de coleta. Para detalhes sobre os locais de coleta ver Tabela 1”;
6. página 61, incluir ao final do primeiro parágrafo: “Onde a variação de temperatura é muito grande, como em ambientes de clima temperado, a temperatura passa a ser um componente muito importante para se explicar a variação da respiração do solo”;
7. página 63, linha 5: ao invés de “especial” leia-se “espacial”;
8. página 65, linha 1: ao invés de “toda sua” leia-se “a maioria de sua”;
9. página 69, linha 12: ao invés de “potencial de água” leia-se “gradiente de água”;
10. página 80, linha 17: ao invés de “ouve” leia-se “houve”;
11. página 83, linha 13: ao invés de “4%” leia-se “5%”;
12. página 86, linha 12: ao invés de “potencial de água” leia-se “gradiente de água”;
13. página 89, linha 20: ao invés de “bibbsitização” leia-se “gibbsitização”;
14. página 93, linha 25: ao invés de “monographs” leia-se “Applications”.