

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

INFLUÊNCIA DA TOPOGRAFIA NA DINÂMICA DE BORDAS FLORESTA-GRAMÍNEA EM UM RELEVO MONTANHOSO – MACIÇO DA TIJUCA, RJ



MARIA ACCIOLY DIAS

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção do grau de mestre.

Rio de Janeiro, fevereiro de 2011.

FICHA CATALOGRÁFICA

Dias, Maria Accioly

Influência da topografia na dinâmica de bordas floresta-gramínea em um relevo montanhoso – maciço da Tijuca, RJ

123 páginas

Dissertação de mestrado – PPGG – UFRJ, 2011

1- Geoecologia; 2- Bordas floresta-gramíneas; 3- Topografia; 4- Distúrbios ecossistêmicos

INFLUÊNCIA DA TOPOGRAFIA NA DINÂMICA DE BORDAS FLORESTA-GRAMÍNEA EM
UM RELEVO MONTANHOSO – MACIÇO DA TIJUCA, RJ

MARIA ACCIOLY DIAS

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-graduação em Geografia da
Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção do grau de
mestre.

ORIENTADORA: ANA LUIZA COELHO NETTO

CO-ORIENTADOR: ROGÉRIO OLIVEIRA

Aprovada em _____ / _____ / _____ por:

Prof. Dra. Ana Luiza Coelho Netto (IGEO/UFRJ)

Prof Dr. Rogério Oliveira (PUC-Rio)

Prof. Dr. Evaristo de Castro Jr. (IGEO/UFRJ)

Rio de Janeiro, março de 2011.

AGRADECIMENTOS

À Ana Luiza Coelho Netto pela orientação, paciência, incentivo e amizade em todos os momentos.

Ao professor Rogério Oliveira pela co-orientação e por aceitar avaliar este trabalho.

Ao professor Evaristo de Castro Jr. pela co-orientação e por aceitar avaliar este trabalho.

Ao professor Manoel Fernandes pela troca de idéias e pelo fornecimento de material de base cartográfica.

À estagiária Suellen Bezerra por toda a dedicação, mesmo com sua vida acadêmica tão atribulada.

Aos estagiários Alice e Zé pelo tempo em que participaram do trabalho.

Aos colegas Gaúcho, Cesário, Bruno Cid, Zucco, Sato, Monico, David, Ana Paula, Pedro, Achilles, Gabi e Ingrid por todas as contribuições teóricas e de trabalho de campo.

À Dani pela operacionalização de questões burocráticas e pelas conversas de corredor.

Ao colega Pedro Coura, do Geocart, pela grande disponibilidade em ajudar com geoprocessamento.

Ao geógrafo Bruno Coutinho pela introdução ao método do TPI – Topographical Position Index.

Ao chefe do Parque Nacional da Tijuca, Bernardo Issa, e à sua equipe, pela ajuda com a localização das possíveis áreas de estudo e com a abertura de trilhas.

Ao Maguinho pela parceria nos trabalhos de campo.

A todos os demais colegas do GEOHECO pela formação dessa grande equipe.

Aos Srs. Antônio Pestana e José Vicente pela autorização do acesso da área de estudo através de suas propriedades.

RESUMO

Este estudo objetivou investigar a influência da topografia na distribuição de manchas de gramínea e na dinâmica de bordas floresta-gramínea em um relevo montanhoso. Foi elaborado um mapa de uso e cobertura do maciço da Tijuca a partir de ortofotos aéreas de 2004, e com o auxílio de um MDE foram realizadas algumas análises espaciais – mensurações de área em superfície real, posição topográfica, orientação de encostas e radiação incidente – e temporais. Em campo, a bacia do rio Quitite foi escolhida para o estabelecimento de quatro parcelas de amostragem: no fundo de vale e na alta encosta (bem próxima ao divisor), e, em cada posição topográfica, na borda florestal e no interior. Nestas parcelas foram levantados diversos indicadores do funcionamento do geossistema (sendo que parâmetros de solo foram investigados também nas gramíneas). As áreas de gramíneas e de vegetação arbóreo-arbustiva apresentaram um claro padrão de distribuição espacial, concentrando-se nas encostas voltadas para o norte, nas encostas que recebem alta radiação e nos divisores e altas encostas, o que foi atribuído a certos fatores de ocupação mas também à menor umidade nestes ambientes. Em relação à posição topográfica isto decorreria da convergência dos fluxos d'água e nutrientes em direção aos fundos de vale, onde melhores condições climáticas e de solo potencialmente facilitariam o estabelecimento, a permanência e a regeneração da vegetação florestal. Alguns indicadores de campo corroboraram tais idéias. No divisor observaram-se, por exemplo, umidade relativa do ar e umidade da serapilheira acumulada bem inferiores, além de maior estoque de serapilheira (sugerindo decomposição mais lenta). Foram encontrados também no divisor menores concentrações de nitrogênio e fósforo e menor CTC. Em relação ao tipo de cobertura vegetal, as bordas apresentaram temperaturas maiores e mais variáveis que os interiores, além de menor quantidade de raízes finas. Em um gradiente interior - borda - gramíneas, foram obtidos ainda um aumento na densidade aparente e uma diminuição na porosidade total, na CTC, no conteúdo de carbono orgânico e na umidade do solo. Outros parâmetros indicadores, porém, evidenciaram padrões complexos ou ausência de padrões. A produção de serapilheira, por exemplo, mostrou-se generalizadamente maior na floresta de interior do fundo de vale, possivelmente devido a ventos canalizados, mas também a diferenças florísticas e estruturais relacionadas a distintos estágios sucessionais da floresta. Concluiu-se que a topografia, à medida que controla os fluxos de encosta, pode influenciar significativamente os padrões espaciais das manchas de gramíneas, e estas, por sua vez, ao favorecer incêndios recorrentes e suprimir as plântulas e juvenis de espécies arbóreas, podem limitar fortemente o retorno da floresta.

ABSTRACT

This study aims to assess the influence of topography on the distribution of grass patches and on forest-grass edge dynamics in a mountainous relief. A land cover/use mapping of the Tijuca Massif was elaborated based on aerial orthophotos taken in 2004, and, subsequently, with a Digital Elevation Model, a series of spatial analyses – measurements of area, topographic position, slope orientation and incident radiation – and temporal analyses were made. In the field, the Quitite river's basin was selected for the establishment of four sample plots: at the valley bottom and at the higher slope (very close to the ridge), and, in each topographic position, at forest edge and forest interior. In these plots we investigated several indicators of the geocosystem functioning (and soil parameters were measured also in grass areas). Grass and arboreal-arbustive vegetation areas presented a conspicuous distribution pattern, concentrating at north slopes, slopes which receive high incident solar radiation and at ridges and higher slopes, fact that has been attributed to occupation factors but also to lower humidity in these environments. In relation to topographic position this would relate to the convergence of water and nutrients fluxes toward the valley bottom, where better climatic and soil conditions would favor the establishment, permanence and regeneration of forest vegetation. Some of the field indicators corroborated this idea. At the ridge were observed, for example, lower air relative humidity and lower accumulated litter humidity, as well as greater litter storage (suggesting slower decomposition rates). We found also lower nitrogen and phosphorus concentrations and lower CEC at the ridge. In relation to vegetation cover type, edges presented higher and more variable temperatures than forest interiors, and also lower quantity of fine roots. Along a gradient interior – edge – grass we observed an increase in soil apparent density and a decrease in total porosity, CEC, organic carbon content, and soil humidity. Other indicators, however, showed complex patterns or no pattern at all. Litter production, for example, was much greater at the forest interior in the valley bottom, possibly due to canalized winds but also to floristic and structural differences related to distinct successional stages of the forest. We concluded that topography, by controlling slope fluxes, may significantly influence spatial patterns of grass patches, and these, in turn, as they favor recurrent fires and suppress seedlings and saplings of arboreal species, may strongly limit forest recovery.

ÍNDICE GERAL

1. INTRODUÇÃO	1
1.2. OBJETIVOS	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. EFEITO DE BORDA	6
2.2. AS GRAMÍNEAS E OS DISTÚRBIOS NA SUCESSÃO ECOLÓGICA	13
2.3. TOPOGRAFIA	17
3. ÁREA DE ESTUDO	22
3.1. O MACIÇO DA TIJUCA	22
3.2. A BACIA DO QUITITE	23
3.3. O DIVISOR E O FUNDO DE VALE	25
4. METODOLOGIA	29
4.1. ANÁLISES SOBRE ORTOFOTOS	29
4.2. ESTUDOS DE CAMPO	29
4.2.1. Delimitação das parcelas	29
4.2.2. Parâmetros indicadores	31
4.2.2.1. Produção de serapilheira	33
4.2.2.2. Estoque de serapilheira e raízes finas	35
4.2.2.3. Composição florística e estrutura da vegetação	36
4.2.2.5. Parâmetros de solo	38
4.2.2.6. Clima	39
4.2.3. Análises estatísticas	40
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1. ANÁLISES SOBRE ORTOFOTOS	41
5.1.1. Uso e cobertura do solo	41
5.1.2. Distribuição espacial	44
5.1.3. Padrões temporais	49
5.2. ESTUDOS DE CAMPO	52
5.2.1. Produção de serapilheira	52
5.2.2. Estoque de serapilheira e raízes finas	60
5.2.3. Vegetação	67
5.2.3.1. Composição florística	67
5.2.3.2. Estrutura	71

5.2.4. Parâmetros de solo	79
5.2.4.1. Análises físicas	79
5.2.4.2. Análises químicas	89
5.2.5. Clima	98
5.3. NOTA: AS GRAMÍNEAS E O FOGO	104
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	108
7. BIBLIOGRAFIA	112
8. ANEXOS	119

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Localização do maciço da Tijuca na cidade do Rio de Janeiro	22
Figura 2: Bacia do Quitite	24
Figura 3: Área de gramínea na vertente norte da bacia do Quitite	25
Figura 4: “Interior” florestal no fundo de vale	26
Figura 5: Borda florestal no fundo de vale	26
Figura 6: “Interior” florestal no divisor	27
Figura 7: Borda florestal no divisor	28
Figura 8: Localização aproximada das áreas de amostragem	30
Figura 9: Coletor de serapilheira	33
Figura 10: Representação de uma parcela de amostragem	34
Figura 11: Frações da serapilheira produzida	34
Figura 12: Coleta de estoque de serapilheira e raízes finas	35
Figura 13: Marcação da vegetação	36
Figura 14: Foto do dossel para estimativa da cobertura.....	37
Figura 15: Coleta de amostras de solo	38
Figura 16: Abrigo para <i>datalogger</i>	39
Figura 17: Classificação de uso e cobertura do maciço da Tijuca em 2004	42
Figura 18: Orientação de encostas no maciço da Tijuca	44
Figura 19: Classificação de incidência de radiação no maciço da Tijuca	45
Figura 20: Representação em 3D do mapeamento de posição topográfica no maciço da Tijuca	47
Figura 21: Transformação gramínea-VAA entre 1999 e 2004 em uma bacia de 2ª ordem que apresentou sinais de reflorestamento.....	50
Figura 22: Transformação de uso e cobertura entre 1999 e 2004 em uma bacia de 2ª ordem	51
Figura 23: Substituição percentual das áreas de gramínea por VAA entre 1999 e 2004 de acordo com a posição topográfica em 10 bacias de segunda ordem	51
Figura 24: Produção total mensal de serapilheira	52
Figura 25: Borda do divisor queimada no incêndio de agosto de 2010	53
Figura 26: Produção total mensal de serapilheira (sem DB de 08-2010)	54
Figura 27: Produção mensal de folhas	56
Figura 28: Produção mensal de galhos e material reprodutivo	57
Figura 29: Estoque de serapilheira e raízes finas no piso florestal	60
Figura 30: Contribuição percentual de O ₁ , O ₂ e galhos no estoque de serapilheira	65
Figura 31: Tronco muito bifurcado de um arbusto rastejante na borda do divisor	73
Figura 32: Distribuição dos indivíduos por classes de altura	74

Figura 33: Distribuição dos indivíduos por classes de DAP	76
Figura 34: Regressão DAP x altura	78
Figura 35: Granulometria do solo	80
Figura 36: Densidade aparente do solo	81
Figura 37: Porosidade total do solo	83
Figura 38: Macroporosidade, microporosidade e razão macro/micro	84
Figura 39: Percentual de macroagregados do solo	85
Figura 40: Distribuição percentual dos agregados por classes de tamanho	86
Figura 41: Grande agregado formado após o incêndio de agosto de 2010	87
Figura 42: Matéria orgânica leve do solo	88
Figura 43: Percentual de carbono orgânico no solo	89
Figura 44: Conteúdo de Nitrogênio total no solo e razão C/N	91
Figura 45: Conteúdo de fósforo no solo	91
Figura 46: Conteúdo de potássio, sódio, cálcio e magnésio no solo	92
Figura 47: Soma de bases do solo	94
Figura 48: Fertilidade (saturação de bases) do solo	94
Figura 49: Capacidade de Troca Catiônica total e efetiva do solo	96
Figura 50: Aluminização (m%) do solo	96
Figura 51: pH do solo	97
Figura 52: Temperatura do ar	99
Figura 53: Umidade relativa do ar	100
Figura 54: Umidade do solo	101
Figura 55: Umidade do estoque de serapilheira	102

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Distribuição da área das classes de uso e cobertura no maciço da Tijuca em 2004	43
Tabela 2: Distribuição das áreas de gramínea e vegetação arbóreo-arbustiva de acordo com a orientação da encosta	44
Tabela 3: Distribuição das áreas de gramínea e vegetação arbóreo-arbustiva de acordo com a radiação solar incidente	46
Tabela 4: Distribuição das áreas de gramínea e vegetação arbóreo-arbustiva de acordo com a posição topográfica	48
Tabela 5: Transformação temporal das áreas de gramínea entre 1972 e 1996 de acordo com a posição topográfica	49
Tabela 6: Transformação das áreas de gramínea e VAA entre 1999 e 2004 de acordo com a posição topográfica em 10 bacias de segunda ordem	51
Tabela 7: Médias e desvios-padrão para as duas coletas de estoque	61
Tabela 8: Síntese dos parâmetros estruturais do estrato adulto	72
ANEXO I: Resultados completos das pesagens de serapilheira produzida	119
ANEXO II: Resultados completos das pesagens de estoque de serapilheira no solo	121
ANEXO III: Resultados completos das análises físicas do solo	122
ANEXO IV: Resultados completos das análises químicas do solo	123

1. INTRODUÇÃO

A acelerada expansão de áreas urbanas e agrícolas vem gerando intensas mudanças nas paisagens, acarretando degradação, retração e fragmentação dos ecossistemas naturais. Neste contexto, a maior parte das paisagens passa a ser constituída por áreas sob influência de bordas (Chen *et al.*, 1999), o que pode ter implicações severas no funcionamento de um geocossistema. Frente à dificuldade de conservação dos remanescentes florestais, a dinâmica de bordas florestais surgiu como tema de grande relevância dentro da Geoecologia. Por se tratar de uma zona de tensão entre dois (ou mais) ecossistemas adjacentes, pode-se entender que as bordas florestais apresentam uma dinâmica resultante de forças direcionais antagônicas: por um lado, o efeito de borda, que tende a causar degradação e retração da floresta¹; por outro, a sucessão ecológica, que promove a regeneração florestal e pode acarretar um novo avanço da floresta sobre o sistema vizinho. No entanto, tal dinâmica implica processos complexos, que podem ser modulados por muitas variáveis, e, desta forma, os controles que determinam qual direção vai predominar não são, ainda, suficientemente claros.

Nas últimas décadas, um número crescente de estudos vêm investigando o tema, buscando compreender a influência potencial de diversos fatores na dinâmica de bordas florestais, em especial na distância e magnitude de propagação do efeito de borda. A ênfase desses estudos vem recaindo principalmente sobre aspectos como o tipo de matriz², a orientação e a idade da borda (Murcia, 1995). Segundo Jules e Priya (2003), o tipo de matriz pode ser considerado como um dos fatores primários na determinação da dinâmica de uma borda florestal. Em florestas urbanas, por exemplo, onde a pressão antrópica costuma levar à abertura de trilhas, estradas, áreas para pastagens, cultivos ou extração de madeira, gerando um complexo mosaico de usos do solo, observa-se que as consequências de cada tipo de vizinhança com as áreas florestais podem ser bastante diversas: enquanto a vizinhança urbana favorece a criação de trilhas, o pisoteamento e o lançamento de lixo (Figueiró, 2005), as áreas de gramíneas são grandes potencializadoras de incêndios (Zaú, 1998; Freitas, 2001). Um estudo no maciço da Tijuca-RJ evidenciou que 45% das ocorrências de incêndio entre 1997 e 2002 foram em áreas de gramíneas, contra apenas

¹ Embora, a rigor, o efeito de borda seja um fenômeno de mão-dupla, afetando reciprocamente os dois (ou mais) ecossistemas em contato, o termo é comumente usado de forma a enfatizar as alterações no sistema de interesse, normalmente a formação vegetação original que encontra-se ameaçada. Por isso, utilizamos aqui o termo em um sentido unidirecional, considerando que tenderia a causar a retração da floresta.

² Matriz é o termo comumente utilizado para designar o tipo de uso / cobertura em que se encontra inserido um fragmento florestal. No caso da floresta da Tijuca, que se constitui em um grande fragmento florestal com diversos tipos de uso à sua volta, o termo "matriz", em seu sentido original, não se adequa perfeitamente, mas o significado funcional permanece útil. Assim, de forma mais genérica, chamamos aqui de matriz o tipo de uso / cobertura encontrado na área adjacente à floresta.

16% em áreas de floresta conservada. Do total de ocorrências em gramíneas, 78,3% tinham área adjacente de uso urbano – o que indica ser esta uma interface extremamente vulnerável (Figueiró, 2005).

Uma maneira subestimada pela qual as atividades humanas vêm alterando a frequência e a intensidade de distúrbios nos ecossistemas, comumente com enormes impactos na composição e estrutura das paisagens, é justamente a introdução e o espraiamento de espécies exóticas, pois elas mesmas são capazes de alterar o regime de distúrbios ou introduzir novos distúrbios (Mack e D'Antonio, 1998). Em alguns casos, a invasão de espécies exóticas pode gerar um mecanismo de *feedback* positivo entre os distúrbios e sua própria abundância, como ocorre entre as gramíneas introduzidas e os incêndios. Freitas (2001) descreveu este fenômeno, associado às gramíneas exóticas no maciço da Tijuca, como um ciclo de degradação, e ressaltou que ele pode se expandir, pois a partir das áreas degradadas há uma propagação das alterações geobiofísicas por efeito de borda para os ecossistemas mais conservados, que passam a fazer parte do ciclo. Desta forma, configuram-se alterações até mesmo irreversíveis nos regimes de incêndios (D'Antonio e Vitousek, 1992), tornando o fogo o principal selecionador de espécies nesses sistemas, já que a dominância daquelas adaptadas às queimadas é favorecida (Freitas, 2001).

Bond (2008) lembra que, apesar de a distribuição global dos tipos vegetacionais poder ser geralmente predita pelo clima, áreas de gramínea são, claramente, uma exceção. Especialmente gramíneas C_4 cobrem vastas áreas quentes e úmidas o bastante para suportar florestas fechadas, e as razões para isso são de ordens diversas. Por exemplo, as gramíneas são excelentes competidoras abaixo do solo e podem suportar altas densidades de herbívoros. O efeito disso é que o recrutamento das espécies arbóreas é dificultado e se concentra em clareiras dentro da floresta (dificilmente nas bordas com gramíneas). Isto é exacerbado quando se trata de espécies C_4 porque estas possuem um mecanismo fotossintético diferente das C_3 (mecanismo da maioria das espécies arbóreas), que reduz a fotorrespiração, permitindo que as folhas fixem mais carbono e tornando-as mais competitivas em condições de estresse hídrico (Bond 2008). Nesse contexto, é interessante ressaltar que as principais espécies que colonizam as áreas abertas no Maciço da Tijuca são gramíneas C_4 .

Pode-se sugerir então que o mais provável resultado final da interação de gramíneas com a vegetação florestal em bordas é que, através da forte competição, as gramíneas reduzem as taxas de crescimento de plântulas e juvenis de espécies arbóreas, o que, aliado à herbivoria, impede que esses juvenis ultrapassem a altura da camada de gramíneas, deixando-os extremamente vulneráveis aos incêndios recorrentes (Bond, 2008). Assim, embora as florestas geralmente se recuperem lentamente de degradações severas e até da

quase destruição (Uhl *et al.*, 1988, *apud* Veldman *et al.* 2009), uma área de floresta submetida a uma condição alternativa de estabilidade de dominância de gramíneas enfrenta fortes obstáculos para esta recuperação (D'Antonio e Vitousek, 1992). As gramíneas podem se configurar portanto como uma vizinhança (matriz) extremamente severa, gerando efeitos de borda significativos.

Apesar do reconhecimento da importância dos efeitos de borda no processo de degradação e retração florestal, não existe ainda uma teoria unificada sobre o assunto (Harper *et al.*, 2005). Murcia (1995) ressalta que “existe pouco consenso acerca do que é uma borda, de como medir os efeitos de borda e o quão deletérios eles são”. Como o fenômeno é complexo, seus controles acabam sendo bastante locais, e os resultados dos estudos realizados, bem variáveis, o que gera uma dificuldade de compreensão global e a uma impossibilidade de realizar previsões robustas. Gascon *et al.* (2000) enfatizam que a visão dos efeitos de borda como fenômenos estáticos tem levado a linhas de manejo de paisagem extremamente simplistas. Um exemplo disso é a referência única e, de certa forma, naïve, que a Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/06) faz à prevenção do fenômeno: “*visando a controlar o efeito de borda nas áreas de entorno de fragmentos de vegetação nativa, o poder público fomentará o plantio de espécies florestais, nativas ou exóticas*” (artigo 10, § 2º).

A despeito das limitações inerentes à sua complexidade, o efeito de borda tornou-se um amplo tema de pesquisa nos estudos ecológicos das últimas décadas. Por outro lado, o processo de regeneração florestal nessas bordas, que poderia indicar sua estabilidade e as possibilidades de reexpansão da floresta, é ainda escassamente investigado. Os estudos encontrados na literatura tratam da regeneração a partir de uma série de enfoques: em relação a uma única espécie (Kolehmainen e Mutikainen, 2007; Arrieta e Suárez, 2005); em comparações de áreas naturais com reflorestamentos e plantios (Nóbrega *et al.*, 2008; Haggard, Wightman e Fisher, 1997); em análises sobre o efeito de técnicas de manejo como o corte de cipós (Souza *et al.*, 2002; Campanello *et al.*, 2007); em abordagens fitossociológicas de clareiras (Martins *et al.*, 2008) ou de formações vegetais contínuas (Farias *et al.*, 1994; Silva *et al.*, 2007; Gama *et al.*, 2002); em estudos de regeneração pós-distúrbios como deslizamentos de massa (Guariguata, 1990); em relação aos tipos de comportamento regenerativo – germinação de sementes ou brotamento – pós-fogo (Otilia e Mercedes, 2008) ou em função da idade das florestas (Simões e Marques, 2007). Muito raramente, porém, a regeneração é analisada em ambientes de borda.

Nas áreas montanhosas, um fator potencial de grande influência na dinâmica de bordas florestais é a topografia, que inclui aspectos como elevação, declividade, orientação e geometria de encostas e posição topográfica. Tais variáveis ganham relevância especial no Bioma da Mata Atlântica, formada em boa parte por florestas montanas e sub-montanas

que recobrem as serras costeiras. Neste domínio, é muito comum que os fragmentos remanescentes se encontrem ilhados em áreas montanhosas, onde a ocupação humana é mais difícil e onde as nascentes dos cursos d'água são protegidas por lei. Segundo Robert e Moravie (2003), variações na topografia (declividade, orientação da encosta e elevação) parecem ser um dos maiores fatores geradores de heterogeneidade estrutural na floresta. Esta heterogeneidade implica diversas particularidades em seu funcionamento, podendo ajudar a determinar a velocidade e a magnitude tanto do efeito de borda quanto da regeneração florestal.

Nas últimas duas décadas, o número de estudos que tratam da influência da topografia nos processos florestais vem aumentando, buscando relacionar as diferenças topográficas (especialmente de orientação e inclinação de encostas) a fatores como estrutura da vegetação (Oliveira *et al.*, 1995; Clark e Clark, 2000; Robert e Moravie, 2003; Lima e Moura, 2006); composição florística (Slik e Eicchorn, 2003; Zeleny e Chytry, 2007; Lima e Moura, 2006); parâmetros de solo (Fox, Maselli e Carrega, 2008; Wang *et al.*, 2009; Zueng-Sang Chen *et al.*, 1997); crescimento, mortalidade e recrutamento de plântulas e juvenis (Bellingham e Tanner, 2000; Herwitz e Young, 1994; Comita *et al.*, 2009; Li, Feng-Rui *et al.*, 2009); suscetibilidade a formação de clareiras no dossel (Ashton *et al.* 2001; Gale, 2000; Lima e Moura, 2008); formação de húmus (Descheemaeker *et al.*, 2009); padrões de distúrbio, sucessão e taxas de desenvolvimento local da vegetação (Hadley, 1994); e regeneração florestal (Marangon *et al.*, 2008; Yamagawa *et al.*, 2006). Entretanto, no contexto da dinâmica de bordas, o papel da topografia ainda é relativamente pouco investigado.

Em uma análise integrada, é interessante ressaltar que a interação entre fatores topográficos e o tipo de cobertura vegetal pode determinar fortemente certos fenômenos e processos florestais. Sabe-se, por exemplo, que uma cobertura de gramíneas em áreas declivosas tende a favorecer a ocorrência de deslizamentos de massa. De acordo com Oliveira *et al.* (1996), dentre as clareiras geradas por eventos extremos de chuva em 1996 no Maciço da Tijuca, a grande maioria (entre as maiores que 500 m² em áreas vegetadas) ocorreu em áreas dominadas por floresta degradada (42%) e gramíneas / arbustos (43%), enquanto apenas 12% ocorreu em áreas de floresta preservada. As consequências disto podem ser bastante graves, pois o aumento dos fluxos de sedimentos causa assoreamento dos canais e enchentes nas baixadas, levando a mortes e proliferação de doenças. Além disso, as cicatrizes que restam após os deslizamentos acabam também gerando efeitos de borda na vegetação do entorno que podem ser bem intensos, degradando-a até muitos anos depois, como sugeriram os resultados de Montezuma (2005) e Negreiros (2006). Configura-se, assim, um ciclo de retro-alimentação, em que os deslizamentos degradam a vegetação por efeito de borda, favorecendo a ocorrência de novos deslizamentos (Rocha-Leão, 1998).

É importante salientar então que, embora os movimentos de massa sejam fenômenos naturais característicos de sistemas montanhosos e florestados (Coelho Netto, 2005), a intensificação de suas ocorrências por efeito das mudanças ambientais correntes pode acabar rompendo a capacidade de recuperação natural do sistema. Desta forma, as cicatrizes de deslizamento tornam-se elementos funcionais da paisagem e interferem na dinâmica florestal, devendo ser vistas como mais uma das possíveis causas de retração e degradação florestal e, por conseguinte, da crescente vulnerabilidade das encostas (Coelho Netto, 2005). Turner (1989) sustenta que, de fato, os distúrbios operam de maneira heterogênea na paisagem – gradientes de frequência, severidade e tipo são geralmente controlados por aspectos físicos e vegetacionais. Assim, a exposição diferencial aos distúrbios, aliada à história prévia e às condições edáficas, geram o mosaico de vegetação observado nas paisagens.

Frente ao exposto, fica claro que a presença da vegetação de gramíneas, aliada às variações topográficas, pode gerar grandes dificuldades tanto à preservação quanto à regeneração florestal. Torna-se fundamental desta forma entender seus padrões de estabelecimento e permanência, assim como sua influência no funcionamento geo-hidroecológico de bordas florestais, como chave para compreender a dinâmica no nível da paisagem e os impactos da fragmentação (Ries *et al.*, 2004). A produção de conhecimento nesta área pode, adicionalmente, gerar subsídios para futuros programas de proteção florestal e recuperação de áreas degradadas.

1.1. Objetivos

Esta pesquisa teve como objetivo geral investigar a influência da topografia, mais especificamente a posição topográfica, na distribuição espacial de manchas de gramíneas e na dinâmica de bordas floresta-gramínea em um fragmento de floresta atlântica urbana montanhosa. Os objetivos específicos incluíram: mapear o uso e a cobertura do solo no maciço da Tijuca; mapear áreas de gramíneas em diferentes tempos; classificar o relevo segundo orientação de encostas, incidência de radiação solar e posição topográfica; analisar a distribuição espacial e temporal das áreas de gramíneas relacionando-as aos fatores topográficos; e comparar os processos geo-hidroecológicos em bordas floresta-gramínea e no interior da floresta, em zonas de alta encosta / divisor e de fundo de vale, através de diversos indicadores de funcionamento do ecossistema (detalhados adiante na metodologia).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Efeito de borda

De acordo com Ries *et al.* (2004), o termo “efeito de borda” foi utilizado pela primeira vez em 1933 por Leopold, e, durante algumas décadas, predominou a concepção geral de que as bordas eram benéficas para a vida selvagem, pois se encontrava maior diversidade nesses ambientes. Na década de 1970, porém, a descoberta de maiores taxas de predação e parasitismo de certos pássaros nas bordas (Gates e Gysel 1978; Chasko e Gates 1982 *apud* Ries *et al.*, 2004) levou a uma mudança de visão, e as bordas passaram a ser tidas então como “armadilhas ecológicas”. Tornaram-se também associadas com pior qualidade de *habitat* (Mills 1995, Burke e Nol 1998, *apud* Ries *et al.*, 2004) e com a invasão de espécies exóticas em reservas naturais (Morgan 1998 e Honnay *et al.*, 2002, *apud* Ries *et al.*, 2004).

Segundo Murcia (1995), os chamados efeitos de borda iniciam-se a partir de modificações microclimáticas decorrentes da abrupta exposição lateral de uma formação vegetal às condições ambientais da matriz, que, em geral, possui menor biomassa e complexidade estrutural, sofrendo, portanto, maior incidência luminosa, temperaturas diurnas mais altas e temperaturas diárias menos constantes. Em virtude disso, diversos efeitos bióticos e abióticos se desencadeiam. Porém, como são muitos os potenciais moduladores deste fenômeno (idade, fisionomia, orientação, tipo de matriz e história de manejo da floresta e da matriz, dentre outros), seus controles acabam sendo bastante locais, e os resultados dos estudos realizados, bem variáveis (Murcia, 1995).

Com relação aos efeitos microclimáticos iniciais, Jose *et al.* (1996) encontraram, em uma floresta tropical na Índia, fortes padrões no gradiente borda-interior até 30 m (maior incidência luminosa, temperatura do solo e do ar e menor umidade relativa nas bordas), enquanto Heithecker e Halpern (2007), em Washington (EUA), obtiveram apenas luz e temperatura do ar maiores na borda, declinando mais rápido para o interior do fragmento (até 20 m). No maciço da Tijuca, Figueiró (2005) encontrou maior incidência de ventos e de radiação solar principalmente nos 10 primeiros metros da borda, sendo que mais para o interior da floresta ocorriam “janelas de luz” e células isoladas de maior temperatura coincidentes com caminhos e trilhas (fragmentação interna). Sizer e Tanner (1999) observaram, logo após a criação de uma borda na Amazônia, o surgimento de padrões de aumento de temperatura e VPD (déficit de pressão de vapor) até 50 m, mas lembraram que estudos em bordas mais antigas podem tender a encontrar menor distância de alteração por causa de uma espécie de selamento da borda devido ao grande crescimento vegetativo.

Os efeitos subsequentes à formação dos gradientes microclimáticos podem ser muito diversos, porém complexos e, frequentemente, não-lineares (Chen *et al.*, 1999). Harper *et*

al. (2005) criaram um modelo diagramatizado que define relações causais e temporais para os processos e respostas que se seguem à criação de uma borda. Segundo os autores, os efeitos diretos (danos físicos, fluxos de energia, matéria e espécies) levam a respostas primárias nos processos biofísicos (produtividade, evapotranspiração, ciclagem de nutrientes, decomposição e dispersão), que, por sua vez, levam a respostas estruturais primárias (aumento da queda de árvores, diminuição da cobertura do dossel, da densidade de árvores e da biomassa). A partir da perturbação dessas respostas primárias no gradiente original da borda, surgem os efeitos de borda indiretos: respostas secundárias na dinâmica de populações de plantas e nos processos ecossistêmicos (aumento de recrutamento, crescimento, mortalidade e reprodução; diminuição da dispersão de sementes pós-predação e aumento da herbivoria – Murcia, 1995), que por sua vez levam a respostas secundárias estruturais (aumento da densidade de plântulas, herbáceas e arbustos no sub-bosque) e composicionais (mudanças florísticas).

Ries *et al.* (2004) identificaram ainda quatro mecanismos fundamentais que modificam os padrões de abundância de organismos nos ambientes de borda em relação aos de interior: 1- fluxos ecológicos (de matéria, energia, organismos) entre os ecossistemas em contato, que ocorrem em função da permeabilidade da borda, em grande parte definida pela arquitetura da vegetação (Cadenasso *et al.* 2003, *apud* Ries *et al.*, 2004); 2- acesso a recursos espacialmente separados, que é a possibilidade que a borda oferece de que os diferentes recursos de ambos os ecossistemas existam e sejam explorados em um mesmo ambiente (Dunning *et al.* 1992, McCollin 1998, Fagan *et al.* 1999, *apud* Ries *et al.*, 2004), potencialmente favorecendo uma maior densidade de organismos nas bordas; 3- mapeamento de recursos, que gera mudança de distribuição de um organismo em concordância com a mudança de distribuição de seus recursos; e 4- interações entre espécies, que têm como principais exemplos conhecidos no contexto de bordas as alterações nos níveis de predação e parasitismo. Além disso, em teoria as bordas podem até reverter interações competitivas (um competidor inferior torna-se superior).

A partir da maior exposição das bordas à radiação solar e aos ventos (o que frequentemente causa estresse hídrico), uma das alterações mais comuns é o aumento de danos físicos e da mortalidade de árvores (Chen *et al.*, 1992, *apud* Chen *et al.*, 1999). Herbst *et al.* (2007) obtiveram, de fato, valores de transpiração das árvores bem maiores nas bordas (565 mm) do que no interior da floresta (354 mm) em Oxford (Reino Unido). Ferreira e Laurance (1997) encontraram taxas de mortalidade anual sete vezes maiores e danos oito vezes maiores nas bordas, e Laurance *et al.* (1998a), semelhantemente, observaram mortalidade média e danos físicos muito maiores nos primeiros 60 m (4,27% e 4,23%) e moderadamente maiores entre 60-100 m das bordas (2,89% e 2,32%) do que no interior da floresta (1,5% e 1,69%) (ambos os estudos na Amazônia). Mesmo Faria *et al.*

(2009), que não registrou quase nenhuma diferença entre bordas e interiores de fragmentos florestais, relatou diferença significativa no número de árvores mortas.

As modificações que podem ocorrer no topo do solo em virtude da criação de bordas merecem especial atenção, pois o conjunto serapilheira / topo do solo / rizosfera constitui o principal compartimento funcional regulador tanto da ciclagem de água e nutrientes como da estabilização das encostas do ecossistema florestal (GEOHECO-SMAC, 2000). Sizer, Tanner e Ferraz (2000), por exemplo, observaram concentrações de fósforo elevadas nos 10 m de uma borda na Amazônia 12 semanas após a criação desta. Jose *et al.* (1996, *op.cit*) encontraram modificações em diversas propriedades do solo, evidenciando padrões consistentes no gradiente borda-interior, com menores valores de pH, carbono orgânico, nitrogênio total, fósforo disponível e umidade nas bordas – o que indica um solo menos fértil, podendo exercer grande influência na regeneração de espécies arbóreas.

Dentre as respostas nos processos biofísicos, uma alteração comumente documentada em bordas florestais é o aumento da produção de serapilheira (Sizer 1992 *apud* Sizer e Tanner 1999; Sizer *et al.* 2000; Vasconcelos & Luizão 2004 *apud* Portela e Santos 2007; Nascimento e Laurance, 2006). Isto se relacionaria ao alto grau de estresse hídrico e distúrbios no dossel, levando a um incremento na queda de folhas e galhos das árvores e a um favorecimento de espécies pioneiras (Tabarelli *et al.*, 1999) – que costumam apresentar alta taxa de crescimento e renovação foliar. Por outro lado, é preciso considerar que, se houver poucos indivíduos de grande porte e uma grande abertura de dossel, é possível também que a relação inversa se apresente, ou seja, menor produção de serapilheira nas bordas, como observado por alguns autores, dentre eles Nascimento (2005, *apud* Portela e Santos, 2007).

Sizer, Tanner e Ferraz (2000), em estudo na Amazônia Central, encontraram, logo após a criação de uma borda, um grande aumento na produção (2,5 vezes) a 10 m da borda em relação ao controle (250 m da borda) e um pequeno aumento até 50 m. Porém, passado um ano, a produção na borda foi menor que no controle, e após 1,5 ano as duas se igualaram. Os autores atribuíram tal resultado a uma rápida recuperação das árvores, ao rebrotamento a partir dos troncos (formando uma “cortina” de folhas) e a elevadas taxas de recrutamento e crescimento. Isto foi consistente com os efeitos na umidade do solo e no microclima, que também decresceram com o tempo por causa do selamento (Camargo e Kapos, 1995, *apud* Sizer, Tanner e Ferraz 2000). Por outro lado, Vasconcelos & Luizão (2004, *apud* Portela e Santos, 2007), estudando a mesma região, obtiveram aumento da produção de serapilheira na borda mesmo após 10-20 anos de isolamento.

Assim, os padrões observados na produção de serapilheira em bordas florestais podem ser bem complexos. Para Nascimento (2005, *apud* Portela e Santos, 2007), o efeito da borda na produção de serapilheira parece não seguir um padrão, podendo depender de

inúmeros fatores tais como tipo de floresta, histórico da fragmentação, tamanho e grau de isolamento dos fragmentos e tipo de matriz circundante, entre outros. Ostertag *et al.* (2008) sugeriram que, embora grandes mudanças possam acontecer na composição de espécies durante a sucessão, mudanças nos processos relacionados à ciclagem do carbono são menos pronunciadas. Tais processos poderiam se recuperar rapidamente em florestas secundárias após o abandono do pasto, sugerindo que as funções ecossistêmicas podem ser restauradas mesmo que a composição permaneça distinta daquela das florestas primárias.

Outra alteração bastante documentada em bordas é o aumento do estoque de serapilheira no solo, relacionado ao aumento da produção e / ou à desaceleração das taxas de decomposição (Figueiró, 2005; Montezuma, 2005; Vasconcelos & Luizão, 2004, *apud* Portela e Santos, 2007). Alguns autores, porém, não encontraram diferenças entre áreas de borda e de interior (p.ex. Portela e Santos, 2007), e outros obtiveram até maiores taxas de decomposição nas bordas, dependendo do tamanho dos fragmentos florestais estudados (como Didham, 1998). Este último autor encontrou, em uma floresta contínua, fortes efeitos de borda bióticos e abióticos, mas sem mudanças significativas nas taxas de decomposição; em contraste, em fragmentos de 100 ha, as taxas de decomposição aumentaram significativamente em direção à borda, e as taxas de *turnover* da liteira foram 3-4 vezes mais rápidas nos primeiros 50 m das bordas em comparação com o interior de florestas contínuas. Porém, as taxas de decomposição não se correlacionaram com diferenças de temperatura, taxas de evaporação, espessura, biomassa, umidade ou qualidade da liteira (C/N e lignina/N), nem com a densidade total de invertebrados, levando o autor a sugerir que o aparente efeito de borda seria espúrio, sem significado biológico. Por outro lado, Didham observou que a fragmentação claramente aumentou a variabilidade e a imprevisibilidade das taxas de decomposição nas bordas, e que estas foram muito afetadas pela área do fragmento: enquanto o interior de fragmentos de 10 e 100 ha e as florestas contínuas apresentaram taxas equivalentes, no interior de fragmentos de 1 ha elas foram muito mais baixas. O *turnover* foi 2-3 vezes mais lento nesses pequenos fragmentos, e a espessura e a biomassa da liteira foram 50% maiores nas bordas, a despeito das taxas de decomposição variáveis.

Didham (1998) sustenta, portanto, que predições sobre mudanças nas taxas de decomposição são difíceis de fazer porque a fragmentação muda as variáveis-chave que influenciam este processo de maneiras contrastantes, podendo levar a padrões não detectáveis: enquanto temperaturas mais altas, umidades mais baixas e um solo menos fértil sob um dossel mais aberto nas bordas podem levar a taxas de decomposição mais lentas (Martius *et al* 2004 *apud* Ostertag *et al.*, 2008; Didham, 1998; Descheemaeker *et al.*, 2009), a presença de espécies pioneiras, que costumam possuir alto conteúdo foliar de

nutrientes (C:N ou lignina:N mais baixos, maior conteúdo de nutrientes e reduzido nível de fenólicos), favorece altas taxas de decomposição (Ostertag *et al.*, 2008; Descheemaeker *et al.*, 2009; Didham, 1998). Quanto à qualidade da serapilheira das espécies pioneiras, no entanto, Vasconcelos e Laurance (2005) obtiveram resultados contrários: os autores observaram menor concentração de N, maior razão C:N e menor velocidade de decomposição de suas folhas (padrão corroborado por Mesquita *et al.*, 1998, e Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003, *apud* Vasconcelos e Laurance, 2005). Ainda neste estudo, o microclima mais seco das bordas e as diferenças na abundância e composição da comunidade de invertebrados não afetaram a decomposição – o que apenas demonstra a ampla gama de possíveis respostas ao efeito de borda.

Uma explicação alternativa (embora não excludente) para a tendência de acúmulo de serapilheira no piso florestal foi proposta por Clevelário Jr. (1988): o autor sugeriu um modelo segundo o qual a vegetação seria capaz de controlar o volume de folheto localmente, promovendo seu acúmulo em áreas oligotróficas como forma de reter nutrientes no sistema – o que se daria através da liberação de substâncias inibidoras da decomposição pelas raízes. Desta forma, a serapilheira acumulada no solo deixaria de ser um simples compartimento de estoque, passando a constituir elemento funcional regulador da ciclagem de nutrientes (Clevelário Jr., 1988). Outro fator que não se pode deixar de considerar neste contexto são as respostas da fauna edáfica. Chiról (2003), por exemplo, encontrou diminuição da abundância e alterações na relação predadores / herbívoros da comunidade de macroartrópodes nas bordas em relação aos interiores florestais.

Em termos de respostas estruturais da vegetação, Figueiró (2005) obteve, em um gradiente borda-interior, uma diminuição da densidade de indivíduos, do percentual de troncos múltiplos, do número de indivíduos mortos em pé, do peso específico foliar e, inversamente, um aumento da área basal e da cobertura de copas. Algumas dessas alterações podem se relacionar direta ou indiretamente à questão apontada por Laurance *et al.* (2000), de que a fragmentação florestal está tendo efeitos desproporcionalmente severos nas árvores grandes. Os autores encontraram taxas de mortalidade aproximadamente 2 vezes maiores dentro dos 300 m perto da borda do que no interior, sendo que, para as árvores grandes, houve um aumento adicional de 40%. O escasseamento das árvores de grande porte reduz marcadamente a fecundidade do dossel e de espécies emergentes, o volume e a complexidade estrutural das florestas, promove a proliferação de espécies pioneiras e altera ciclos biogeoquímicos (Laurance *et al.*, 2000).

Quanto às respostas secundárias aos efeitos de borda, Laurance *et al.* (1998a), comparando fragmentos e florestas contínuas, observaram que os primeiros exibiam uma dinâmica bem mais elevada: as taxas de *turnover* (balanço entre mortalidade e recrutamento) foram muito maiores nos primeiros 60 m das bordas (3,2%) e

moderadamente maiores entre 60-100 m (2,32%) do que no interior da floresta (1,34%). Em outro estudo semelhante, Laurance *et al.* (1998b) obtiveram aumento marcante (224%) das taxas de recrutamento em fragmentos de 1 ha em relação a florestas contínuas na faixa de 100 m próxima à borda, e sugeriram que isto teria relação direta com a alta mortalidade e o alto grau de distúrbios do dossel nas bordas florestais. Sizer e Tanner (1999) observaram recrutamento e também crescimento de plântulas e juvenis significativamente maiores a 5 e 10 m das bordas do que mais para o interior, e sugeriram que importantes mudanças podem acontecer em fragmentos florestais por causa da aceleração da dinâmica nas bordas.

É bastante comum encontrar um maior recrutamento associado ao aumento de luminosidade nas bordas, mas Baldissera e Ganade (2005) mostraram que isto pode se relacionar também a um decréscimo na atividade de predadores de sementes. Além disso, este alto recrutamento tende a funcionar contra famílias de estágios sucessionais mais maduros e a favor de famílias de espécies pioneiras, que aumentam proporcionalmente perto das bordas, assim como em fragmentos menores e mais antigos (Laurance *et al.*, 1998b). Chen *et al.* (1999) sustentam que a baixa umidade dos ambientes de borda pode de fato reduzir o recrutamento de espécies de sub-bosque úmido. Nesse contexto, é esperado que, com o tempo, espécies vulneráveis como arbustos e epífitas se percam, lianas e trepadeiras se proliferem e invasoras se estabeleçam (Laurance *et al.*, 1998b).

Os padrões de regeneração diferenciados, juntamente com os de mortalidade, determinam também a composição florística dos remanescentes florestais (Laurance *et al.*, 1998b) – constituindo um efeito de borda a longo-prazo (por vezes de difícil interpretação). Gonzalez, Deonchat e Balent (2009) encontraram, em uma floresta no sudeste da França, que a composição florística do estrato arbóreo estava fortemente correlacionada com a distância da borda mais próxima. Jose *et al.* (1996) observaram um consistente padrão florístico ao longo do gradiente borda-interior em uma floresta tropical de altitude na Índia, relacionando-se significativamente com variáveis microclimáticas e edáficas. Nelson e Halpern (2005) obtiveram que plantas herbáceas sofreram maior declínio em abundância com a proximidade da borda do que arbustos (que se tornam predominantes com o tempo), e Nascimento e Laurance (2006) constataram que fragmentos e áreas a menos de 300 m de distância da borda na Amazônia tiveram maior biomassa e densidade de espécies pioneiras do que florestas contínuas e locais a mais de 300 m da borda.

O padrão de aumento da frequência e densidade de espécies pioneiras nas bordas é de fato um dos mais documentados. Tabarelli, Mantovani e Peres (1999) observaram que, com a diminuição da área do fragmento (e portanto maior exposição aos efeitos de borda), houve um aumento marcante da importância de espécies ruderais, e um declínio de 9% da importância das principais famílias botânicas fornecedoras de frutos carnosos dispersados por vertebrados. Laurance *et al.* (2006) obtiveram resultados ainda mais drásticos: a

presença de espécies pioneiras, que era de 2-3% antes da fragmentação, triplicou após 13-17 anos nos ambientes de borda, chegando a 25% das árvores em alguns casos. As respostas das espécies foram efetivamente previstas pela sua taxa média de crescimento, indicando que espécies de rápido crescimento realmente levariam grande vantagem em fragmentos florestais. Algumas pioneiras aumentaram em mais de 1000% sua densidade.

Segundo Harper *et al.* (2005), a magnitude e a distância de propagação do efeito de borda, e, conseqüentemente, a estabilidade ou instabilidade das bordas florestais, são função direta do grau de contraste da estrutura e da composição entre as comunidades vegetais adjacentes. Quando a matriz de uma borda florestal é pouco severa, com o passar do tempo os efeitos microclimáticos podem ser atenuados devido à queda de árvores e ao crescimento de uma vegetação secundária que funciona como um “tampão” (Harper *et al.*, 2005; Gascon *et al.*, 2000), podendo-se atingir um certo equilíbrio em que a borda se torne estável ou até regenerante, com tendência à expansão da floresta. Porém, se as condições da matriz forem demasiado severas, as bordas podem passar a se retrair gradualmente, “varrendo” fragmentos florestais inteiros. Em tal cenário, o efeito de borda constitui-se como um importante fator a acarretar, diretamente, a retração florestal (Gascon *et al.*, 2000).

A distância e a forma de propagação desses efeitos, porém, são aspectos bem variáveis. Enquanto alguns efeitos parecem limitar-se aos primeiros 10 ou 20 m das bordas, Murcia (1995), Harper *et al.* (2005) e Laurance (2008) apontam que os estudos sobre o tema vêm reportando a maior parte das alterações atingindo distâncias de até 50 m para o interior da floresta. Há ainda relatos de determinados efeitos se propagando até muito mais longe, como por exemplo: redução da altura do dossel, recrutamento mais rápido de árvores adaptadas a distúrbios e diminuição da umidade relativa chegando a 100 m (Laurance, 2008); danos ao dossel até 150 m (Murcia, 1995); elevada mortalidade de árvores até 300 m (Laurance, 2008); intensa dispersão de sementes da matriz e predação de ninhos até cerca de 500 m (Murcia, 1995); e até mesmo um colapso de recrutamento das árvores do dossel que excedeu os 10 Km de alcance, porque predadores de sementes invadiram um parque a partir das áreas degradadas ao redor (Curran *et al.*, 1999, *apud* Laurance, 2000).

A complexidade do fenômeno muitas vezes decorre do fato de que um único efeito de borda pode desencadear uma cascata de efeitos em uma ampla gama de organismos (Murcia, 1995; Wiens *et al.*, 1985, *apud* Ries *et al.*, 2004), podendo causar erros de interpretação em estudos de correlação que procurem determinar os exatos mecanismos que geram mudanças nos padrões de abundância de organismos em ambientes de borda (Ries *et al.*, 2004). Desta forma, não seria realista também esperar uma variação monotônica de todos os efeitos de acordo com a distância da borda, nem esperar padrões unimodais em todos os níveis ecológicos (Murcia, 1995). Segundo a autora, muitos estudos encontraram picos e depressões dos efeitos a distâncias intermediárias da borda, o que

pode se dever a variações inerentes à variável ou ao resultado de interações entre duas ou mais variáveis. Assim, processos em um nível poderiam obscurecer ou neutralizar efeitos de borda no mesmo nível ou em níveis diferentes. Além disso, Ries *et al.* (2004) chamam atenção para o fato de que, em paisagens reais, a geometria complexa e a convergência de bordas múltiplas são traços dominantes, gerando efeitos cumulativos. Os mesmos autores afirmam, no entanto, que os efeitos de borda, quando observados, são geralmente previsíveis e consistentes se as espécies e o tipo de borda são mantidos constantes.

2.2. As gramíneas e os distúrbios na sucessão ecológica

Segundo Margalef (1991), a sucessão ecológica é o processo de mudança dos componentes de um ecossistema, sendo que, quando não há perturbações externas ao sistema, as mudanças vão na direção de um aumento de organização ou de complexidade. A comunidade vegetal resultante desse processo normalmente alcança um estado de equilíbrio (dadas as limitações ambientais locais) (Hartshorn, 1980), e comumente passa a ser chamada de comunidade “clímax”, “primária” (em oposição a “secundária”) ou “madura”. Hoje, dada a ubiquidade da influência antrópica, tais termos não carregam mais o sentido de “virgindade” que costumavam carregar, podendo-se utilizá-los apenas para se referir a estágios sucessionais mais avançados, independente do grau de distúrbio que a floresta possa ter sofrido no passado. De acordo com Hartshorn (1980), florestas chamadas “maduras” são usualmente reconhecidas por características como dossel multi-estratificado, grande diversidade de espécies arbóreas, presença de indivíduos de grande porte, abundância de epífitas, cipós e lianas.

É essencial entender a assimetria das mudanças que ocorrem em um sistema ao longo da sucessão ecológica: tais mudanças podem ser progressivas, lentas, principalmente endógenas, contínuas e coerentes (embora não totalmente previsíveis), incrementando pouco a pouco a organização do sistema e conduzindo a motivos de distribuição relativamente persistentes e complicados; ou podem ser mudanças regressivas, rápidas, com simplificação do sistema, normalmente iniciadas por entradas violentas e imprevisíveis de energia externa (Margalef, 1991). Segundo o autor, conforme a sucessão avança ocorre uma espécie de “lentificação” dos processos ecológicos. Os estágios iniciais, de maneira geral, possuem alto metabolismo por unidade de biomassa, e à medida que a complexidade aumenta a velocidade das trocas diminui, o que se reflete na diminuição da razão produtividade / biomassa: passa a haver mais estoque e o *turnover* de matéria e energia desacelera. Assim, florestas maduras tendem a apresentar um metabolismo mais lento que florestas iniciais, e estas, por sua vez, um metabolismo mais lento que vegetações de capoeira e gramíneas.

De acordo com Margalef (*op. cit.*), toda a biosfera está sujeita a um processo generalizado de sucessão, interrompido ou pontuado por desastres que implicam retrocesso a um estágio anterior, sendo que uma das poucas regularidades formuláveis a respeito das perturbações é de que as mais enérgicas são menos frequentes que as mais suaves. Assim, mesmo florestas consideradas maduras se constituem, na verdade, como um mosaico de estágios sucessionais diferentes, inerentes à sua dinâmica: clareiras são formadas por quedas de árvores ou por distúrbios maiores como incêndios e deslizamentos, gerando uma mancha de estágio sucessional mais inicial, que depois tende a se desenvolver novamente (Hartshorn, 1980).

Os distintos tipos e regimes de distúrbios podem levar a caminhos específicos de sucessão ecológica, gerando grandes diferenças na composição florística de um local. Segundo o modelo de Grime (1977, *apud* Van Breemen e Finzi, 1998), existem três estratégias básicas das plantas em resposta à intensidade de estresse (escassez de recursos, regimes extremos de temperatura e água, substâncias inibidoras de crescimento) e distúrbios (enchentes, tempestades, incêndios, herbívoros, arado, corte): 1- estratégia competitiva, adotada em ambientes relativamente férteis, sem distúrbios, onde as interações intra e interespecíficas por luz, água e nutrientes regulam a distribuição e abundância das plantas; 2- estratégia de tolerância ao estresse, em ambientes restritivos, associada à utilização conservativa de água, nutrientes e tipo de fotossíntese; e 3- estratégia ruderal, em ambientes produtivos mas que sofreram distúrbios, associada a rápido crescimento, ciclo de vida curto e produção de grande quantidade de sementes.

Nas paisagens antrópicas onde uma floresta foi removida, as manchas de solo exposto que restam são muitas vezes colonizadas e dominadas por gramíneas. Estas, de forma geral, constituem uma família botânica que apresenta diversas características relacionadas à estratégia ecológica de sobrevivência denominada “r” (Begon, Townsend e Harper, 2006, p. 124), que corresponde à supracitada “estratégia ruderal” de Grime (1977). Em alguns ecossistemas como os campos de altitude e as savanas, as gramíneas são naturalmente muito abundantes, o que se relaciona em grande parte à sua capacidade de tolerância às secas. Porém, em regiões que abrigam biomas florestais como a Mata Atlântica, gramíneas geralmente colonizam apenas áreas sujeitas a distúrbios e perturbações erráticas de grande escala ecológica (Margalef, 1986, e Crawley, 1986, *apud* Freitas 2001), o que lhes rende a denominação genérica de “espécies oportunistas”. Um mecanismo essencial relacionado a este comportamento é o metabolismo C_4 , típico da grande maioria delas. Veldman *et al.* (2009) observaram, por exemplo, que em uma grande área queimada a gramínea mais abundante era justamente uma exótica C_4 .

Segundo Bond (2008), as gramíneas C_4 ocorrem em uma faixa latitudinal entre os paralelos 30 S e N, ocupando locais com uma ampla gama de pluviosidades (~200 mm a

~3000 mm de precipitação média anual) (Sarmiento 1992, Choles e Archer 1997, *apud* Bond 2008) e com diversos tipos de solo, desde argilas ricas em nutrientes até solos muito inférteis (Cole 1986, Scholes e Archer 1997, *apud* Bond 2008). Na ordenação de biomas de Whittaker (1975, *apud* Bond 2008) segundo um plano de temperatura e precipitação, os biomas de gramínea C₄ situam-se em uma região de ecossistemas incertos, onde a existência de florestas não pode ser predita. De fato, em simulações que comparam globalmente a cobertura vegetal potencial e realizada, Bond *et al.* (2003a, 2005, *apud* Bond 2008) encontraram massivas discrepâncias: as florestas deveriam ocupar pelo menos o dobro do que ocupam, se determinadas apenas pelo clima.

Nos mosaicos de paisagens atuais, é muito provável portanto que a recuperação das coberturas florestais seja fortemente limitada pelas áreas de gramíneas adjacentes (especialmente se forem gramíneas exóticas, menos suscetíveis à herbivoria nativa). Não há consenso, porém, sobre que mecanismos, e em que medida, causam esta limitação. Bond (2008) ressalta que as gramíneas possuem características que influenciam tanto suas interações diretas (*bottom-up*) (recursos, p.ex. água e nutrientes) quanto indiretas (*top-down*) (incêndios, herbivoria) com as árvores: possuem sistemas de raízes densas e fibrosas que exploram o solo mais intensivamente (Partel e Wilson 2002 *apud* Bond 2008); seu crescimento é mais responsivo aos pulsos de recursos, como o nitrogênio liberado pela mineralização após um evento chuvoso (Scholes e Walker 1993 *apud* Bond 2008); são mais resistentes ao fogo e à herbivoria e têm taxas de rebrotamento mais altas; geralmente apresentam maior razão C:N, levando a menores taxas de decomposição (Ehleringer e Monson 1993 *apud* Bond 2008); e secam rapidamente na estação seca (são espécies anuais), produzindo combustível altamente inflamável (D'Antonio e Vitousek 1992), o que favorece enormemente os incêndios. Esse conjunto de fatores gera um grande obstáculo ao recrutamento de espécies arbóreas, e, assim, a tensão entre ecossistemas vizinhos de floresta e gramíneas poderia ser determinada em grande parte pela demografia das árvores, ou seja, pela sua capacidade de transição da fase juvenil para a fase adulta (Bond, 2008).

As consequências da substituição de áreas de floresta por áreas de gramíneas são diversas, e podem ter grande impacto na sociedade. Em florestas bem conservadas, são favorecidas diversas funções que conferem estabilidade ao sistema, a saber: promoção de elevada capacidade de infiltração devido à alta macroporosidade do solo – que resulta da ação da fauna edáfica e da agregação de partículas decorrente dos altos teores de matéria orgânica (Coelho Netto, 1987; Castro Jr., 1991) – e à existência de uma malha de raízes que funcionam como caminhos preferenciais para percolação da água (Jansen, 2001; Silveira, Barbosa e Coelho Netto, 2005); proteção do solo contra erosão superficial e selagem, a partir da interceptação da chuva pelas copas das árvores sobrepostas em estratos e pela camada de serapilheira, que redistribui lentamente os fluxos (Coelho Netto, 1985;

Miranda, 1992); reforço mecânico do solo pela malha profunda e heterogênea de raízes (Prandini *et al.*, 1976); retirada lenta de água do solo através da evapotranspiração, favorecendo a estocagem de água subterrânea (Silveira, Barbosa e Coelho Netto, 2005).

Já nas áreas de gramíneas, embora em primeira instância ocorra infiltração das águas pluviais, a alta densidade de raízes finas e pouco profundas (20 - 40 cm) resulta em uma descontinuidade hidráulica logo abaixo da zona de enraizamento (Coelho Netto, 2005). Segundo a autora, com a desaceleração da percolação vertical da água na zona subjacente, menos enraizada, o topo do solo tende à saturação, especialmente durante as chuvas mais intensas, podendo gerar excedentes críticos de poro-pressão positiva nos solos superficiais, que tendem a romper sua estabilidade e deslizar encosta abaixo. Também as áreas de florestas alteradas pela passagem do fogo são mais suscetíveis aos deslizamentos que as florestas preservadas, pois a morte das árvores é acompanhada pelo apodrecimento de raízes e aumento na frequência de dutos nos perfis de solos (Correa 2004, *apud* Coelho Netto 2005), gerando vias preferenciais de recarga de fluxos de água (Jansen, 2001). Pode-se concluir então que a presença de gramíneas, ao favorecer deslizamentos e incêndios, torna-se um elemento bastante poderoso na modificação das paisagens, especialmente em áreas montanhosas.

É preciso ressaltar, porém, que as paisagens atuais, a partir do momento em que envolvem uma série de elementos e processos naturais e antrópicos, configuram-se como sistemas extremamente complexos, o que torna seu estudo bastante difícil. Segundo Christofolletti (2007), os chamados sistemas complexos dinâmicos (que são, por definição, não-lineares) consistem em conjuntos de grande quantidade de elementos interligados, com capacidade de trocar informações com seu entorno condicionante e de adaptar sua estrutura interna como consequência de tais interações. Neles a resposta a um determinado distúrbio não é necessariamente proporcional à intensidade deste, pois podem ocorrer processos de realimentação (*feedback*) em que pequenas mudanças são amplificadas, constituindo a base das instabilidades e da súbita emergência de novas formas de ordem. Outra característica essencial dos sistemas complexos dinâmicos é a existência de níveis críticos, que são patamares a partir dos quais a capacidade de resiliência do sistema é rompida, o que pode levar a mudanças drásticas de estado (geralmente causadas por um pequeno aumento do fluxo de matéria e / ou energia).

Assim, a dinâmica sucessional da vegetação em uma determinada área depende de uma série de fatores. O funcionamento de uma zona de tensão entre áreas de floresta e de gramíneas será influenciado pelas diferentes estratégias evolutivas das espécies, mas também por diversos controles locais, podendo ser sensivelmente alterado pelos regimes de distúrbio. Ostertag *et al.* (2008) sugeriram que, normalmente, em um contexto de sucessão secundária, alguns fatores como a riqueza de espécies e a área basal podem se recuperar

após poucas décadas, mesmo que a composição florística original não. Por outro lado, considerando a forte competição à qual as plântulas e juvenis de espécies arbóreas ficam submetidas, e, adicionalmente, o favorecimento da recorrência de incêndios, uma área de floresta submetida ao contato direto com gramíneas pode enfrentar fortes obstáculos para se recuperar (D'Antonio e Vitousek, 1992).

2.3. Topografia

Estudos em locais diversos vêm mostrando relações significativas entre fatores topográficos e certas variáveis ecossistêmicas. Quanto ao aspecto, por exemplo, Fox, Maselli e Carrega (2008) observaram que as encostas voltadas para o norte, na França, tinham solos mais férteis e mais profundos, favorecendo maior crescimento da vegetação do que as encostas voltadas para o sul e as convexidades em topos de encostas. Similarmente, Begum *et al.* (2010) encontraram, em florestas e áreas de agricultura no Nepal, que as encostas voltadas para o norte apresentaram maior conteúdo de matéria orgânica, umidade, abundância e diversidade da fauna, e menor temperatura e pH. Zeleny e Chytry (2007) concluíram que o aspecto teve forte efeito na vegetação localizada na média-encosta, mas não nos fundos de vale, o que evidenciou um efeito significativo da posição topográfica. Hadley (1994) observou ainda que encostas voltadas para o norte no Colorado (EUA) experienciaram mais rápido desenvolvimento pós-fogo, mas também maior suscetibilidade a danos por insetos, o que foi atribuído a mais altas densidades de árvores “hospedeiras”, maior tamanho médio das árvores e distribuição mais uniforme das árvores em áreas contíguas. O autor sugeriu que o aspecto – e o relevo de forma geral – são importantes fatores a determinar os padrões espaciais e temporais de distúrbio, sucessão e taxas de desenvolvimento local.

Tais padrões relacionados ao aspecto se devem primariamente à diferença do ângulo de incidência de radiação solar entre os hemisférios, que acarreta diferenças de temperatura e umidade no clima da floresta e, conseqüentemente, afeta os processos geo-hidroecológicos. Oliveira *et al.* (1995) já demonstraram, no maciço da Tijuca, que encostas voltadas para o norte possuem temperatura máxima em média 3,6 °C maior e serapilheira com umidade 42% menor que encostas voltadas para o sul. O padrão inverso ocorre no hemisfério norte. Em escala mais detalhada de análise, a geometria de um terreno complexo também determina a distribuição dos fluxos de radiação, juntamente, é claro, com as características da superfície (se há floresta, pasto, plantio, água *etc.*) (Häntzschel, Goldberg e Bernhofer, 2005). Estes autores observaram, na Alemanha, que a evapotranspiração diária em uma encosta íngreme voltada para o sul e coberta por árvores foi duas vezes maior que a de uma encosta voltada para o norte e coberta por gramíneas.

Bellingham e Tanner (2000), na Jamaica, encontraram uma mortalidade de árvores maior em encostas mais declivosas. Segundo Gallardo *et al.* (1995, *apud* Descheemaeker *et al.*, 2009), a declividade da encosta pode restringir a acumulação de húmus, pois impede o desenvolvimento das camadas orgânicas. A diminuição da acumulação pode ter consequências na disponibilidade de nutrientes e na atividade biológica do solo, e, em última instância, na estrutura e composição da comunidade vegetal que ocupa áreas de alta declividade. Clevelário Jr. (1988), de fato, demonstrou que a dinâmica da serapilheira – compartimento onde se encontra o maior estoque de nutrientes em florestas tropicais, que possuem solos altamente lixiviados – difere bastante de acordo com a topografia: nas encostas seu acúmulo sobre o solo é bem maior que em fundos de vale, sugerindo uma taxa de decomposição mais lenta. Porém, como o tempo de renovação dos estoques de nutrientes na serapilheira mostrou-se menor que o tempo de renovação de sua massa, tanto em encostas íngremes como em áreas planas, o autor sugeriu que a desaceleração da decomposição nas encostas seria muito mais um mecanismo de acúmulo de matéria orgânica do que de nutrientes. Clevelário propôs então que o folhedo, principalmente a camada O_2 (folhas fragmentadas, muitas vezes inexistentes nos fundos de vale), atuaria como uma resina iônica capaz de absorver íons a partir da chuva, e assim seu acúmulo se constituiria como uma estratégia da vegetação para reter nutrientes no sistema. Este modelo sugere uma clara relação de compensação entre processos geo-hidroecológicos e posição topográfica.

A topografia também pode influenciar sensivelmente a estrutura de uma floresta. Mackay e Band (1997) sugeriram que a posição topográfica tem forte efeito nas características do dossel florestal local, o que foi corroborado pelas observações de Clevelário Jr. (1988): o autor relatou, em encostas, uma estratificação menos pronunciada que em áreas planas, uma maior descontinuidade do dossel e um maior número de clareiras (mais árvores caídas decorrentes dos fortes declives), permitindo a penetração de luz até o solo. Isto favoreceria o desenvolvimento de ervas, arbustos, bambus, lianas e cipós, tornando a floresta mais emaranhada que a de fundo de vale. Clark e Clark (2000) encontraram uma densidade de troncos e uma área basal significativamente maiores em encostas do que em áreas mais planas, mas estas (representadas por terraços aluviais, divisores, bases de encosta e zonas ripárias) possuíam as maiores árvores. Florestas em encostas íngremes tiveram área basal consideravelmente mais variável que terraços aluviais e divisores sobre o mesmo tipo de solo.

Muitos autores já observaram também que os divisores costumam apresentar árvores menores do que encostas e fundos de vale (Clevelário Jr., 1988; Herwitz e Young, 1994; Bellingham e Tanner, 2000; Robert e Moravie, 2003; Lima e Moura, 2006), padrão para o qual diversas explicações já foram levantadas: menor taxa de crescimento causada

por menor disponibilidade de água e/ou nutrientes (Grubb, 1977, Brujinzeel e Veneklaas, 1998, Tanner *et al.*, 1998, *apud* Bellingham e Tanner, 2000), danos mais frequentes causados pela maior exposição (Lawton e Putz, 1988, Bellingham, 1991, *apud* Bellingham e Tanner (2000) e menor expectativa de vida, pois o estresse causado pelos ventos aumentaria as taxas de *turnover* (Lawton, 1982, Brokaw, 1985, *apud* Herwitz e Young, 1994).

Robert e Moravie (2003), em uma floresta perene úmida na Índia, demonstraram que o crescimento em diâmetro das grandes árvores foi claramente maior em encostas íngremes do que em encostas suaves, enquanto o das árvores pequenas foi menor ou similar. Para um mesmo diâmetro, as árvores apresentavam-se mais altas em encostas suaves. Além disso, a distribuição espacial dos troncos era muito regular em encostas suaves, e aleatória nas íngremes. Os autores sugeriram que seus resultados apontam para uma influência da topografia nos principais processos responsáveis pela dinâmica florestal: competição, estabelecimento e sobrevivência. Herwitz e Young (1994), em uma floresta tropical montana na Austrália, observaram que, enquanto na baixa encosta a mortalidade era balanceada por novos recrutamentos, na alta encosta a mortalidade excedia o recrutamento, o que evidenciou uma maior dificuldade de estabelecimento das plântulas em posições topográficas mais elevadas. Por outro lado, os autores demonstraram que a menor estatura da floresta nos divisores, padrão frequentemente observado, foi explicada por mais altas taxas de *turnover*, e não por menor taxa de crescimento, como é comum hipotetizar. Na verdade, neste estudo as taxas de crescimento mostraram-se até maiores nos divisores.

Os controles topográficos nos padrões de recrutamento, crescimento e mortalidade acabam determinando, em última instância, diferenças também nos padrões florísticos. Lima e Moura (2008) sustentam que a influência da topografia nas características de solo e clima (Abe *et al.* 1996, Clinton 2003, Robert e Moravie 2003, *apud* Lima e Moura 2008) promove condições ambientais diferentes o bastante para influenciar a performance e a distribuição das espécies, mesmo abaixo do dossel florestal (Bellingham e Tanner 2000; Carvalho *et al.* 2000, *apud* Lima e Moura 2008). Marangon *et al.* (2008), em Viçosa (MG), obtiveram uma maior similaridade florística entre áreas planas e de ravina, quando comparadas a encostas e topos de morro (em Viçosa, MG). Slik e Eicchorn (2003) demonstraram a existência de uma interação entre distúrbio e topografia na criação dos padrões florísticos de uma floresta tropical na Indonésia: em florestas não queimadas, a densidade de espécies-clímax aumentou progressivamente na direção de altas encostas e divisores, enquanto em florestas que sofreram incêndios a densidade de espécies-clímax foi maior em pântanos, vales e baixas encostas, o que provavelmente se relaciona à maior umidade nestas zonas. As espécies pioneiras, por outro lado, foram abundantes em toda a floresta queimada, mas especialmente em encostas e divisores. Um outro exemplo se refere à composição florística

de clareiras: Lima e Moura (2006) observaram que muitas espécies apresentaram algum grau de influência da posição topográfica dessas clareiras, sendo exclusivas de uma ou duas posições ou modificando sua abundância. Os autores atribuíram isto ao fato de que os vales geralmente são mais úmidos e sombreados que os divisores.

Os parâmetros de solo também já mostraram forte relação com a posição topográfica em alguns estudos. Wang *et al.* (2009) obtiveram que os solos dos fundos de vale continham mais matéria orgânica, nitrogênio total e potássio total, entre outros nutrientes; por outro lado, o fósforo total se correlacionou com o baixo conteúdo de nutrientes nos divisores. Outros nutrientes solúveis em água foram altamente variáveis pela bacia, o que levou os autores a concluir que a influência da topografia é nutriente-específica, gerando uma relação bastante complexa. Em estudo semelhante, Zueng-Sang Chen *et al.* (1997) encontraram que o pH, o cálcio e o magnésio trocáveis aumentaram na direção da baixa encosta, sugerindo um gradiente de umidade do solo. A distribuição do sódio foi inversa (maior concentração nos divisores), possivelmente devido à maior exposição aos ventos vindos do oceano, e o alumínio trocável também foi maior nos solos da alta encosta, provavelmente devido ao pH mais baixo. Os padrões encontrados pelos autores evidenciam a importância dos processos de encosta na redistribuição dos minerais do solo: a remoção gradual dos materiais dissolvidos das encostas lineares e sua acumulação próximo ao fundo de vale.

Certos processos biológicos que influenciam a concentração de nutrientes no solo podem também se alterar de acordo com a topografia: por exemplo, Clement, Pinay e Marmonier (2002) mostraram que a desnitrificação foi altamente modificada ao longo de um gradiente divisor - fundo de vale. Xiong e Nilsson (1997) observaram que a produção total e a proporção de folhas na serapilheira produzida foi maior em florestas ripárias do que em florestas de divisor, o que atribuíram à flutuação do lençol freático. Os autores encontraram também que a decomposição foi bem mais intensa nos fundos de vale, relacionando-se com maiores temperaturas e maior fertilidade do solo. Assim, sugeriram que o impacto físico negativo de um determinado volume de serapilheira no solo (grandes estoques soterram as plântulas e dificultam a germinação) possivelmente é menor em florestas de fundo de vale, já que a decomposição mais acelerada impede o acúmulo excessivo.

Zueng-Sang Chen *et al.* (1997) observaram que o conteúdo de nitrogênio disponível, o potássio trocável e a CTC (Capacidade de Troca Catiônica) no topo do solo (primeiros 40 cm) foram consideravelmente mais baixos nos solos de florestas a barlavento, indicando distintas dinâmicas de ciclagem associadas a comunidades vegetais específicas, que se desenvolveriam, por sua vez, de acordo com diferentes características de solo e topografia. A maior exposição de encostas a ventos fortes é um reconhecido fator de estresse para a vegetação, e a interação do estresse relacionado aos ventos com a disponibilidade de

recursos, particularmente luz e nitrogênio, já foi proposta como explicação para diferenças florísticas e fisionômicas entre florestas localizadas em encostas a barlavento e a sotavento (Sun *et al.*, 1996, *apud* Zueng-Sang Chen *et al.*, 1997). De fato, esses autores encontraram, com exceção dos ambientes de fundo de vale, menor riqueza e diversidade de espécies e maior densidade de troncos pequenos nas encostas a barlavento. Bellingham e Tanner (2000), na Jamaica, encontraram maior mortalidade de árvores em encostas de barlavento do que naquelas voltadas para o sul ou nos divisores.

Pesquisas em cicatrizes de deslizamento também já evidenciaram a influência da topografia nos processos geo-hidroecológicos. Guariguata (1990), Montezuma (2005) e Chirol (2003) demonstraram que a vegetação florestal se regenera, em uma encosta, predominantemente de baixo para cima, o que é atribuído ao maior acúmulo de matéria orgânica e à maior umidade nas partes mais baixas da clareira, enquanto as partes mais altas sofrem maior erosão pela lavagem da chuva, constituindo-se como áreas de mais difícil colonização. Olhando em uma escala espacial mais ampla, o próprio aparecimento dessas clareiras parece se relacionar fortemente à posição topográfica. Segundo Ashton *et al.* (2001), os distúrbios naturais variam em severidade, tipo e extensão de acordo com a topografia: no Sri Lanka foi observado que as árvores em divisores são mais suscetíveis a secas e a quedas de raios; nas meias-encostas sofrem maior risco de deslizamentos, especialmente nas áreas mais expostas devido a diferenças de aspecto; e, nas zonas periodicamente inundáveis, perto de canais, as árvores possuem raízes mais rasas, sendo muito suscetíveis a quebras por vento canalizado nos vales. Laurance e Curran (2008) lembram que, apesar de áreas elevadas e a barlavento serem geralmente mais vulneráveis aos ventos, ventos fortes podem, por vezes, interagir de formas complexas com a topografia, gerando uma forte turbulência descendente em áreas a sotavento.

Lima e Moura (2008) evidenciaram a influência da posição topográfica na distribuição dos tamanhos de clareiras, devido a diferenças nos mecanismos geradores: enquanto os divisores apresentaram clareiras menores, associadas a quedas de galhos, encostas possuíam clareiras maiores, geralmente criadas por rompimentos de raízes. Os autores atribuíram este padrão ao fato de que as encostas possuíam solos mais rasos e mais rochosos, que favoreceriam a instabilidade do sistema de raízes. Por outro lado, nos divisores, a maior exposição aos ventos (Gale, 2000) aliada à assimetria das copas – maior crescimento lateral do que vertical, segundo Robert e Moravie (2003) – favoreceria as quedas de galhos. Gale (2000), em estudo semelhante, encontrou que os divisores tiveram a menor proporção de clareiras baixas e de queda de árvores vivas, e a maior proporção de clareiras altas e de quedas de árvores mortas, o que foi atribuído ao fato de que árvores mortas criam clareiras altas mais facilmente, por causa da fragmentação gradual, enquanto árvores vivas tombam, em geral, por inteiro.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1. O MACIÇO DA TIJUCA

O maciço da Tijuca é um relevo montanhoso costeiro, com substrato rochoso de idade pré-cambriana, localizado na porção leste da cidade do Rio de Janeiro, entre os paralelos 22° 55' e 23° 00' S e os meridianos 43° 20' e 43° 10' W (Figura 1). Estende-se por aproximadamente 12.000 ha em área planimétrica, sendo que este número sobe para quase 14.000 ha em superfície real, com altitudes variando de 40 m (cota considerada para individualização do maciço) e 1.021 m (Pico da Tijuca). Sua litologia é composta principalmente por gnaisses facoidais, biotita-gnaisses, kinzigitos, ortognaisses (gnaisse Archer) e granitos (granito Favela) (Pires e Heilbron, 1989). Quanto à pedologia, há uma predominância de latossolos, com manchas de litossolos e cambissolos nas áreas mais íngremes (Coelho Netto, 1979). Este maciço montanhoso é drenado por bacias hidrográficas que deságuam na baía de Guanabara, nas lagoas costeiras ou diretamente no oceano Atlântico, formando três grandes subsistemas hidrográficos. A região possui clima tropical de altitude (Cf, Koppen) e pluviosidade média anual entre 2.000 e 2.500 mm (podendo variar de 1.300 a +3.000 mm anuais, segundo dados da estação Capela Mayrink), com maior concentração no verão, quando costumam ocorrer eventos chuvosos bastante extremos. As temperaturas variam entre 19° C em junho (média mínima) e 25° C em fevereiro (média máxima), com média anual de 22° C.

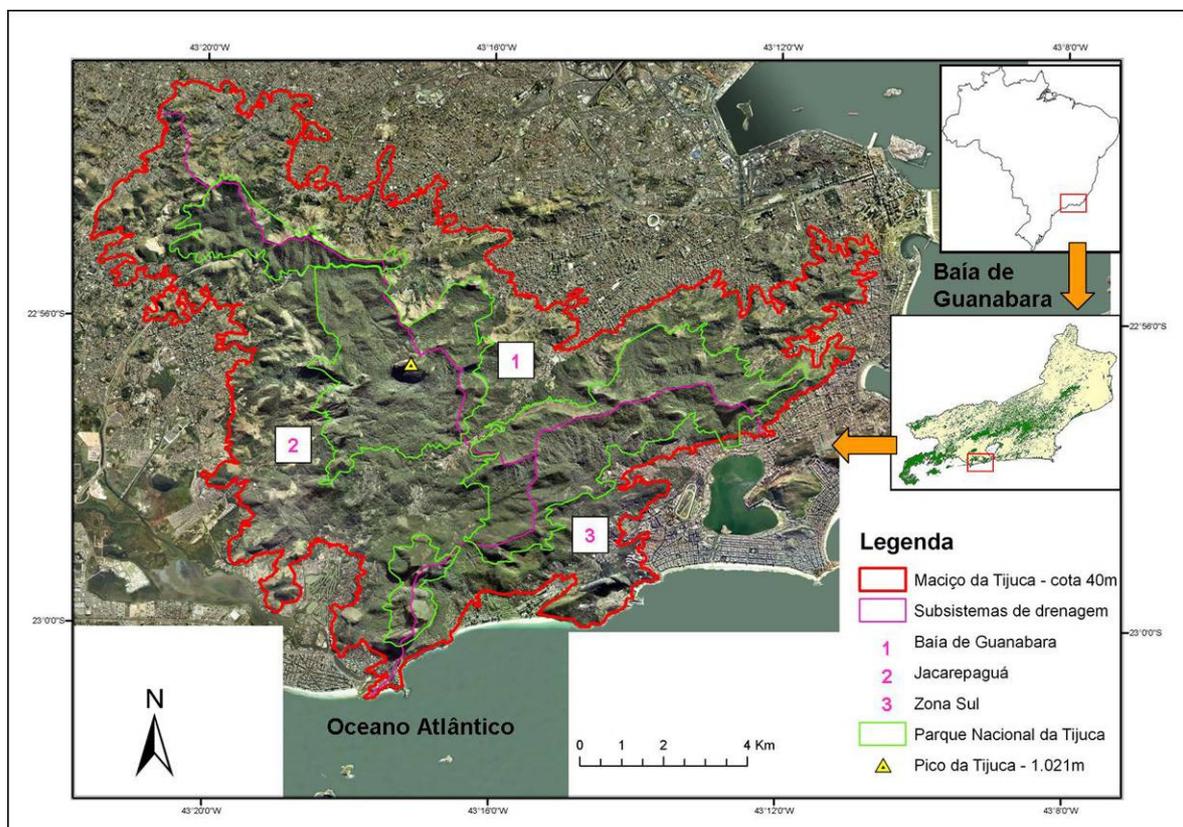


Figura 1: Localização do maciço da Tijuca na cidade do Rio de Janeiro.

A maior parte da cobertura do maciço da Tijuca é florestal, mas atualmente existem muitos outros usos, podendo-se destacar as áreas de gramíneas, de vegetação arbóreo-arbustiva e de ocupação humana, seja formal ou informal (favelas). Existem ainda extensos bananais dispersos e, em pontos mais localizados, alguns eucaliptais. Comparando mapas de 1972, 1984 e 1996, Coelho Netto (2005) verificou que no período de 1972-1984 a taxa de devastação florestal no Maciço da Tijuca atingiu 0,5 km²/ano, tendo duplicado no período seguinte, entre 1984-1996. Entre 1972 e 1996, a perda de florestas climáticas locais e secundárias tardias atingiu uma área total de 18 km². Hoje, especialmente nas vertentes norte e oeste (subsistemas hidrográficos da Baía de Guanabara e de Jacarepaguá), configura-se um complexo mosaico de usos e coberturas vegetais, com pouca floresta remanescente, que, quando presente, em geral está degradada.

Aproximadamente 1/3 da área do maciço é protegida pelo Parque Nacional da Tijuca, cercado ainda por uma zona de amortecimento – o que no entanto não impede os problemas de conservação. Incêndios recorrentes originam extensas áreas de gramíneas (Zaú, 1994; Freitas, 2001), onde passa a dominar o capim-colômbio (*Panicum maximum* Jacq.) nas altitudes inferiores a 400 m (Coelho Netto, 2005). Acima desta elevação ocorre uma progressiva substituição pelo capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) e outras gramíneas, quase sempre espécies C₄. Os extensos capinzais abrigam também espécies lenhosas resistentes ao fogo como a candeia (ou cambará), *Gochnatia polymorpha*, que forma adensamentos locais. No entanto, há que se destacar que tais formações geralmente não constituem um estágio inicial de sucessão ecológica, mas permanecem com esta fisionomia por longo tempo, em função das queimadas periódicas (Coelho Netto, 2005). Segundo Fernandes, Avelar e Coelho Netto (2006), a substituição da cobertura vegetal original do maciço da Tijuca por feições urbanas e áreas de gramíneas contribui para a modificação do comportamento hidrológico, favorecendo um aumento dos processos erosivos e, conseqüentemente, das descargas líquidas e sólidas que podem atingir as áreas circundantes de baixada.

3.2. A BACIA DO QUITITE

A área escolhida para a mensuração dos parâmetros indicadores do funcionamento das bordas floresta-gramínea foi a bacia do rio Quitite, na vertente oeste do maciço da Tijuca (subsistema de Jacarepaguá) (Figura 2). Esta bacia foi selecionada por apresentar as condições que se desejava estudar (bordas floresta-gramínea em zonas de divisor e de fundo de vale) mas também por questões operacionais importantes – possui acesso por estrada e relativos isolamento e segurança.

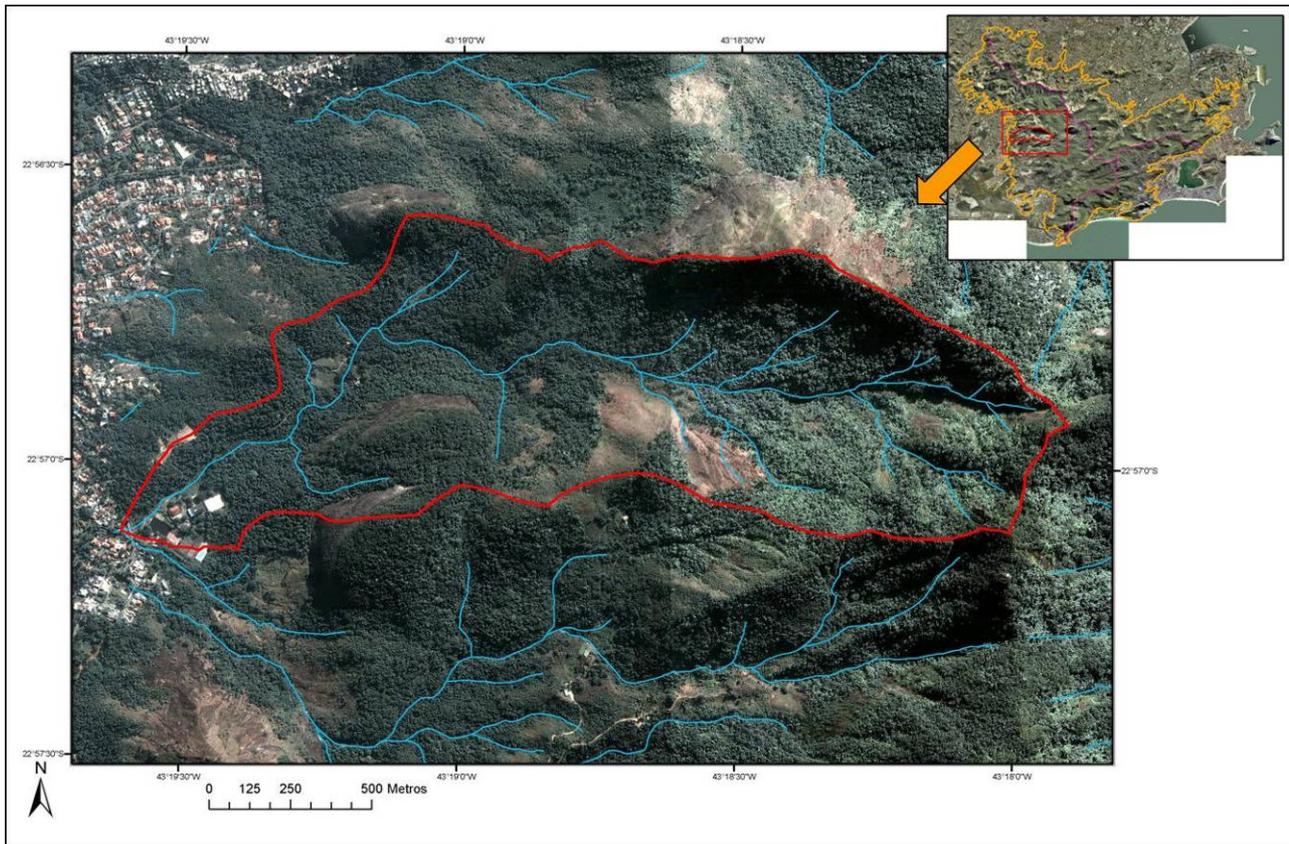


Figura 2: Bacia do Quitite.

Trata-se de uma bacia de terceira ordem, com uma área de aproximadamente 227 ha, comprimento do canal principal em torno de 3,4 km e desnivelamento de 910 m. É, em grande parte, florestada, abrigando pequena ocupação humana próximo ao exutório e algumas construções esparsas até a metade inferior de seu comprimento. Possui orientação leste-oeste, com vertentes voltadas para o sul e para o norte. A vertente voltada para o sul, embora já tenha sido em parte coberta por gramíneas e plantações na década de 1970 (o que foi observado em fotografias aéreas de 1972), é hoje coberta por floresta relativamente conservada. Existem, no entanto, uma série de bananais próximos ao fundo de vale. A vertente voltada para o norte abriga, desde pelo menos a década de 1970, uma grande área aberta de gramíneas (mancha mais clara na Figura 2) que já teve uso agropastoril e que sofre quase anualmente com incêndios recorrentes (os últimos em 2008 e em agosto de 2010). Na Figura 3 pode-se notar também que nesta área de gramíneas encontram-se, ainda muito pouco vegetadas, duas cicatrizes de deslizamento datadas de 1996, quando um forte evento chuvoso causou uma série de deslizamentos do tipo fluxo detrítico na bacia do Quitite, a maioria na vertente voltada para o norte. Adjacente a uma destas cicatrizes, no divisor com a bacia vizinha (do Papagaio), existe um remanescente florestal que vem persistindo desde a década de 1970, tendo sofrido pequenas retrações e expansões.

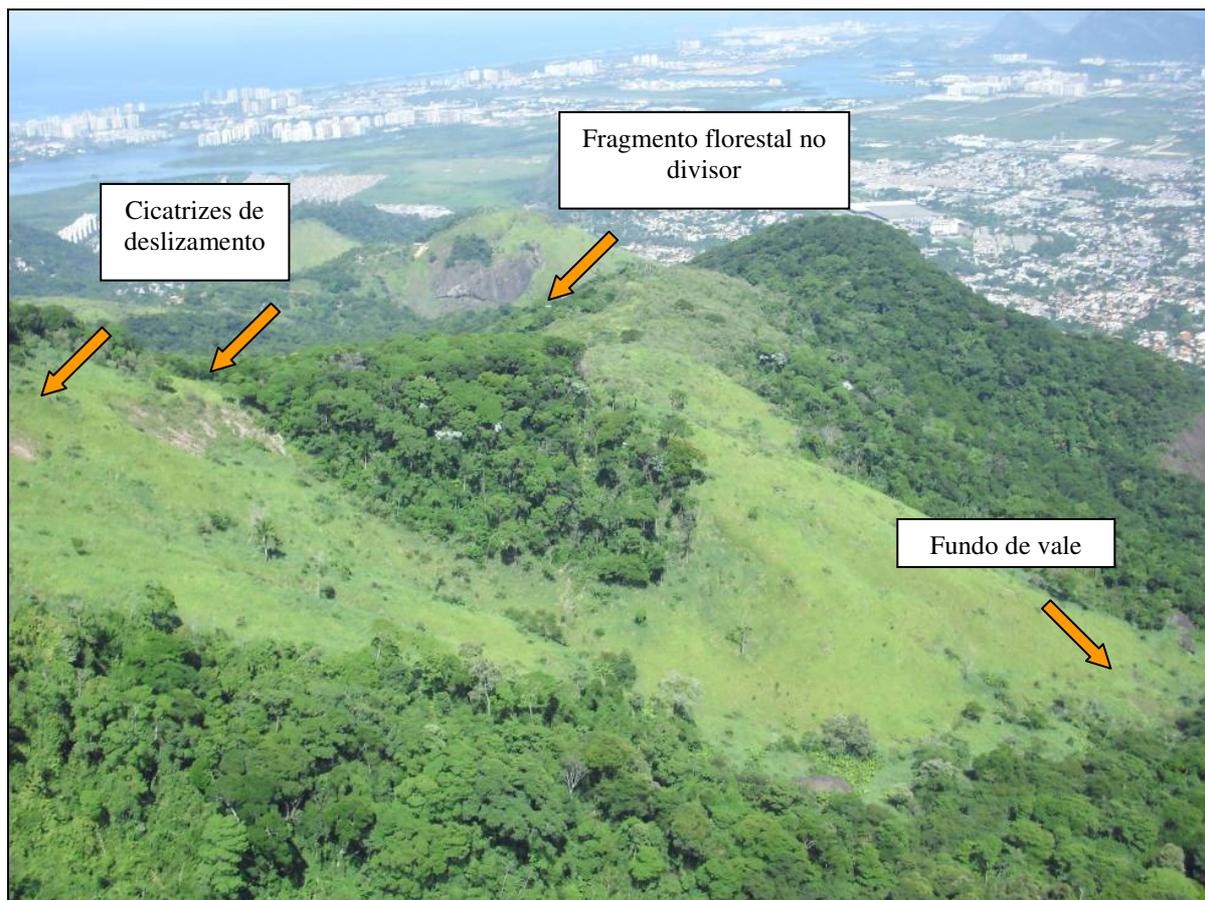


Figura 3: Área de gramínea na vertente norte da bacia do Quitite.

3.3. O DIVISOR E O FUNDO DE VALE

Na bacia do Quitite, as bordas floresta-gramínea no divisor e no fundo de vale apresentam algumas características distintas que poderão vir a influenciar os resultados e deverão ser cuidadosamente consideradas nas análises finais. Na medida do possível, procurou-se, no delineamento deste estudo, minimizar a influência de potenciais variáveis adicionais, como será descrito mais detalhadamente na metodologia.

No fundo de vale, onde corre o rio Quitite, o solo é bastante pedregoso e a floresta é claramente secundária, com poucos indivíduos de grande porte e poucas epífitas – estágio de desenvolvimento mais inicial que se relaciona à ocupação da área por gramíneas e plantações na década de 1970. Existem ainda bananeiras isoladas ou em aglomerações. No interior da floresta o sub-bosque é relativamente desenvolvido, colonizado por muitas herbáceas de ambientes úmidos, dentre elas samambaias e aráceas (Figura 4). Na borda do fundo de vale, o sub-bosque encontra-se invadido pelas gramíneas da matriz (Figura 5), que parecem suprimir as plântulas e juvenis de outras espécies. É possível perceber também uma frequente queda de galhos grandes nesta borda.



Figura 4: Interior florestal no fundo de vale (aproximadamente 50 m da borda), mostrando a estrutura florestal secundária, as herbáceas cobrindo o solo e a presença de bananeiras.



Figura 5: Borda florestal no fundo de vale, mostrando a invasão por gramíneas e o sub-bosque pouco desenvolvido.

No divisor, o regolito apresenta-se superficialmente pouco pedregoso e a floresta de interior aparenta ser relativamente conservada, com indivíduos de grande porte e algumas poucas epífitas. O sub-bosque lenhoso é bem desenvolvido (Figura 6), abrigando algumas poucas herbáceas, dentre elas uma espécie de gramínea de sombra. A borda florestal no divisor encontra-se, de certa forma, tamponada em relação à matriz, pois arbustos e cipós formam uma trama densa e as gramíneas da área aberta quase não conseguem invadir (Figura 7a). Tal tamponamento também pode ter relação com o fato de que esta borda coincide com a superfície de ruptura de um deslizamento de massa ocorrido em 1996, que formou um desnível considerável no solo e permanece, até hoje, pouco vegetado (Figuras 7b e 7c).



Figura 6: Interior florestal no divisor (aproximadamente 50 m da borda), mostrando o sub-bosque bem desenvolvido.

a)



b)



c)



Figura 7: Borda florestal no divisor: a) arbustos bifurcados formando trama densa; b) cicatriz de deslizamento de 1996 na área de gramínea adjacente; e c) Detalhe da superfície de ruptura do deslizamento coincidindo com a borda florestal.

4. METODOLOGIA

4.1. ANÁLISES SOBRE ORTOFOTOS

Foi feito um mapeamento de uso do solo e cobertura vegetal com base em ortofotos aéreas 1:10.000 tiradas em 2004, por fotointerpretação, através de delimitação manual de polígonos no software ArcGis 9.2. As classes foram sendo definidas *a posteriori*, conforme surgisse a necessidade. Para a classificação das áreas de “Ocupação informal” (favelas), foram utilizadas como auxiliares as cartas da prefeitura do Rio de Janeiro 1:10.000 (Instituto Pereira Passos) confeccionadas a partir de sobrevôo de 1999.

A partir deste mapeamento e com o auxílio de um Modelo Digital de Elevação 1:10.000 (cedido pelo Pr. Dr. Manuel Fernandes, UFRJ), foram realizadas algumas análises espaciais – mensurações de área em superfície real, classificação de orientação de encostas e radiação incidente (ArcGis 9.2) e posição topográfica (TPI – Topographical Position Index de Jenness, 2006, uma extensão para o software ArcView). O mapa final resultante consistiu em uma combinação dos *shapes* das classes de três mapas preliminares: dois gerados pela ferramenta básica “*generate slope position classification*”, com os diâmetros de 200 e 700 m, “*on the fly*” (cada mapa contendo as seis classes *default* - “*ridge*”, “*higher slope*”, “*medium slope*”, “*lower slope*”, “*flat slope*” e “*valley bottom*”); e o terceiro mapa gerado pela ferramenta “*generate landform classification*” com os mesmos parâmetros (mas neste caso foram utilizados somente os *shapes* das classes “*ridge*” e “*valley bottom*”).

Para as análises temporais foram feitas comparações entre mapeamentos de uso e cobertura realizados sobre fotografias de 1972, 1984 e 1996 (GEOHECO-SMAC, 2000). Foi gerada também uma outra classificação de posição topográfica pelo TPI a partir de um MDE compatível (mais antigo, não ortorretificado), permitindo a análise de padrões espaciais naquelas décadas. Para análise temporal mais detalhada de bacias de segunda ordem, foram utilizadas ainda ortofotos 1:10.000 de 1999, comparadas com as de 2004.

4.2. ESTUDOS DE CAMPO

4.2.1. Delimitação das parcelas

Após várias campanhas de reconhecimento da bacia e de abertura das trilhas necessárias, foram escolhidas duas áreas amostrais em bordas floresta-gramínea: uma na alta encosta (bem próxima ao divisor) e outra em fundo de vale / baixa encosta. Convencionou-se chamar a área de alta encosta de “divisor” apenas pela facilidade, mas deve-se lembrar sempre que esta alta encosta tem declividade acentuada (estimada entre 30 e 45°), enquanto a área de fundo de vale é praticamente plana (estima-se uma declividade máxima de 15° na parcela de interior).

Em cada posição topográfica foram estabelecidas duas parcelas de 20 x 10 m, delimitadas com estacas de madeira e fita zebrada: uma desde a borda da floresta até 10 m para o seu interior, e outra no interior, a aproximadamente 50 m de distância dessa borda (Figura 8). Vale ressaltar que o conceito de “borda florestal” é assunto de certa divergência, pois existem dificuldades em se definir exatamente onde fica este limite. Como critérios vêm sendo utilizados principalmente o final do dossel (formado pela copa das árvores mais altas) e o final do sub-bosque (estrato herbáceo - arbustivo) (Murcia, 1995), mas também há quem utilize os últimos troncos de indivíduos arbóreos ou o fim da camada de serapilheira estruturada que recobre o piso florestal (Oliveira, informação pessoal). Para este estudo foi mais adequado utilizar os últimos troncos (adensados) e o final do sub-bosque, que coincidiam. A serapilheira estruturada não seria um bom parâmetro nesta área devido à invasão da floresta por gramíneas, o que modifica todo o sistema do topo do solo. Para as amostragens de solo foram também utilizadas duas áreas abertas de gramínea, uma no divisor e outra no fundo de vale, sem demarcação de parcelas: estas situavam-se na mesma direção das bordas monitoradas, a aproximadamente 50 m dessas bordas (Figura 8).

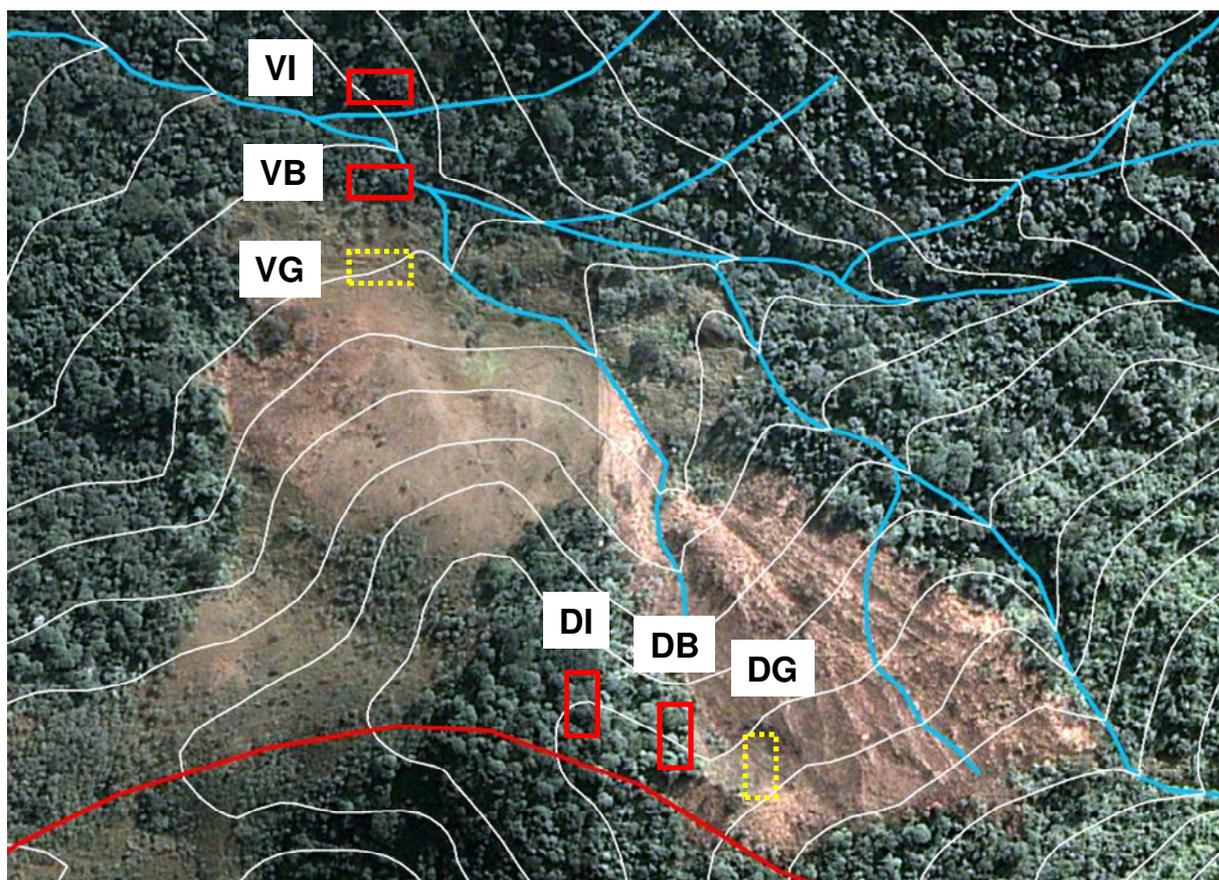


Figura 8: Localização aproximada das áreas de amostragem. Retângulos vermelhos (parcelas): VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda. Retângulos amarelos (não demarcados): VG = fundo de vale - gramíneas; DG = divisor - gramíneas. O espaçamento das curvas de nível é de 20 em 20 m.

A definição da distância das parcelas de interior em relação à borda florestal não deixou de levar em consideração que a maior parte dos efeitos de borda têm sido descritos como se propagando até, em média, 50 m (Murcia, 1995; Harper *et al.*, 2005; Laurance, 2008). Porém, houve também fortes limitações operacionais direcionando esta definição: no fundo de vale praticamente não havia áreas a mais de 50 m que não fossem ocupadas por bananais (e estes foram evitados para que não fosse incluída mais esta variável); e, no divisor, o fragmento florestal amostrado possuía em torno de 120 m de extensão, e, portanto, 50-60 m era a maior distância possível da borda. Cabe esclarecer, assim, que as parcelas de “interior” no presente estudo não pretendem representar a distância em que os efeitos de borda não mais existem. De fato, as transformações ocorridas neste projeto de pesquisa desde o seu início fizeram com que a distância e a magnitude de propagação do efeito de borda deixassem de ser o foco direto da investigação. As parcelas de interior, desta forma, visam apenas a comparar o funcionamento geo-hidroecológico da borda com aquele um pouco mais para o interior da floresta, onde o contato com o ecossistema adjacente de gramíneas não é direto.

O tamanho e a forma das parcelas foram definidos a partir das possibilidades da área (que, como visto, ofereceu muitas limitações) e da bibliografia, que não apresentava, no entanto, uma padronização a ser seguida. Com quatro parcelas de 10 x 20 m, a área total amostrada neste estudo é de 800 m² ou 0,08 ha. Tendo em vista que o foco aqui não é o levantamento florístico – para o qual se indicaria uma área amostral maior (segundo Vuono, 2002) –, mas os processos geo-hidroecológicos da dinâmica de bordas, consideramos a área amostral delimitada suficiente para uma pesquisa de cunho mais exploratório como esta. Quanto à forma das parcelas, vale citar que Higuchi *et al.* (1982, *apud* Farias *et al.* 1994), apontaram que parcelas retangulares apresentam melhores resultados que as quadradas em inventários florestais.

É importante ressaltar ainda que, no divisor, dentre as duas possíveis áreas de borda (o fragmento de divisor possuía uma voltada para leste e outra para oeste - vide Figura 8), foi escolhida a que mais se parecia, em termos de declividade, com a parcela de interior, a fim de evitar a influência de mais uma variável.

4.2.2. Parâmetros indicadores

Os melhores indicadores do funcionamento do ecossistema florestal são ainda assunto de certa polêmica. Murcia (1995) sustenta que os indicadores abióticos (como microclima) fornecem respostas bastante satisfatórias, enquanto os efeitos biológicos são difíceis de avaliar. Dentre estes últimos, a autora sugere que a estrutura da vegetação

reflete mais claramente as condições ambientais do que a composição florística – pois as respostas das diferentes espécies são idiossincráticas devido às suas tolerâncias fisiológicas diferentes. Harper *et al.* (2005), por outro lado, valorizam o uso tanto da estrutura quanto da composição florística como indicadores, lembrando que estes são alguns dos principais componentes do sistema, já que proveem *habitat* para a fauna e manifestam fisicamente os efeitos de muitos processos ecológicos. Além disso, deve-se atentar para o fato de que, enquanto os efeitos microclimáticos da criação da borda comumente são atenuados com o passar do tempo, as alterações estruturais na vegetação tendem a permanecer por várias décadas (Pires, Fernandez e Barros, 2006).

A investigação dos padrões de regeneração natural também vêm recebendo crescente atenção, pois possibilita previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta (Carvalho, 1982, *apud* Gama *et al.*, 2002). Isto vem sendo avaliado principalmente através de descrições pontuais, “retratos” do estrato de regeneração. O monitoramento do crescimento, da mortalidade e do recrutamento poderia fornecer dados importantes sobre a capacidade das plântulas e juvenis substituírem as árvores do dossel florestal, mas este tipo de monitoramento traz uma grande dificuldade: o longo período de tempo necessário para que se obtenham respostas.

Adicionalmente às mensurações pontuais, o monitoramento de processos ecológicos se faz indispensável para uma compreensão mais completa do funcionamento do ecossistema. Neste contexto, os elementos do compartimento do topo do solo vêm sendo crescentemente valorizados como potenciais indicadores. Kindel e Garay (2002) sugerem que os tipos de húmus refletem a dinâmica de produção e decomposição dos ecossistemas, podendo indicar seu estado de conservação. Assim, a quantificação das taxas de produção e decomposição da serapilheira é potencial chave para investigar mudanças fundamentais que podem ocorrer quando uma floresta é perturbada (Sizer, Tanner e Ferraz, 2000). Chirol (2003) ressalta ainda que os parâmetros físico-químicos e a fauna do solo, por exercerem importantes controles nas propriedades do solo e na ciclagem de nutrientes, podem vir a ser também bons indicadores de efeito de borda.

Com base na revisão bibliográfica realizada, nos conhecimentos anteriores gerados pelas pesquisas do GEOHECO e no limitado tempo existente para a pesquisa, os seguintes indicadores foram escolhidos e levantados nas áreas amostrais: produção / estoque de serapilheira; florística e estrutura da vegetação (estratos de dossel e de sub-bosque³);

³ É interessante esclarecer aqui uma questão de nomenclatura: a idéia inicial neste estudo era avaliar o estrato de regeneração. Porém, este termo comumente refere-se apenas às plântulas e juvenis de espécies arbóreas de dossel, que um dia substituirão as adultas na formação do “teto” da floresta. Devido à dificuldade em se saber, *a priori*, que indivíduos pertencem a espécies de dossel, neste estudo optou-se por analisar todos os indivíduos lenhosos do estrato de sub-bosque (i.e. à exceção

estrutura física (granulometria, densidade do solo e de partículas, macro / microporosidade, estabilidade / percentual de agregados, fracionamento físico da matéria orgânica leve) e química (conteúdo de carbono orgânico e dos principais nutrientes, pH, capacidade de troca catiônica, saturação de bases etc.) do solo; e clima (temperatura e umidade do ar, umidade do solo e da serapilheira).

4.2.2.1. Produção de serapilheira

Em cada uma das quatro parcelas foram instalados, em 14 de maio de 2010, sete coletores de serapilheira de 50 x 50 cm, confeccionados com telas de náilon formando um puçá (malha de 2 mm) e vergalhões de 4,2 mm (armação quadrada que segura o puçá) e 6,2 mm (pés para fixação do coletor) de diâmetro (Figura 9). A distribuição dos coletores nas parcelas foi sistemática, segundo o arranjo mostrado na Figura 10.

a)



b)



Figura 9: Coletor de serapilheira: a) estrutura inteira e b) detalhe do puçá com material interceptado.

das herbáceas e palmeiras). Alguns deles, portanto, são típicos de sub-bosque e nunca chegarão ao dossel florestal.

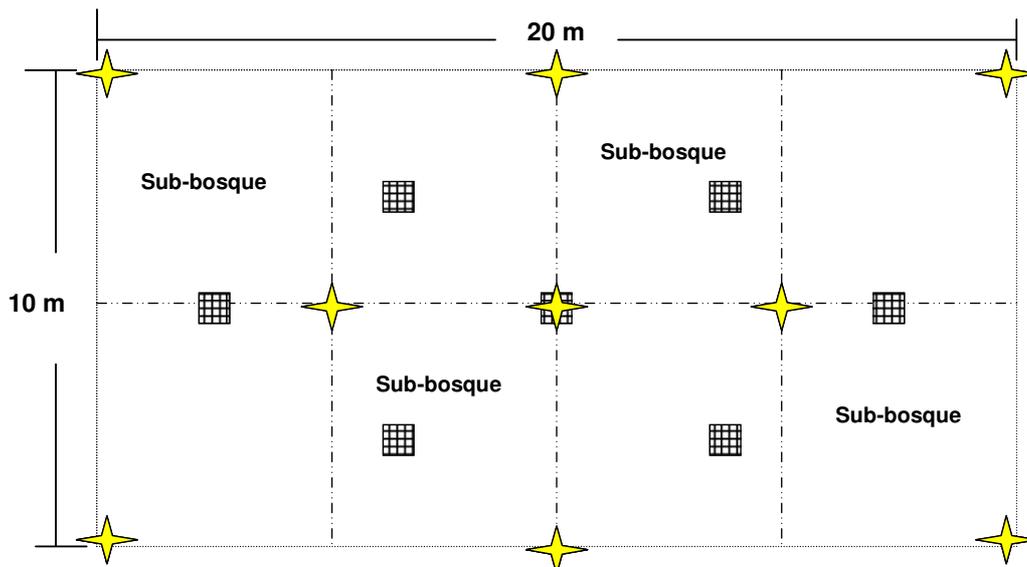


Figura 10: representação de uma parcela de amostragem com o arranjo sistemático dos coletores de serapilheira (quadriculados), as sub-parcelas de amostragem de sub-bosque e os pontos em que foram tiradas as fotografias de dossel (estrelas amarelas) (explicação adiante no item 4.2.2.3).

A primeira coleta de serapilheira produzida ocorreu em meados de junho de 2010, e a sequência do monitoramento foi mensal. No ato da coleta, a serapilheira foi armazenada em saquinhos plásticos. Em laboratório, as amostras foram secas em estufa a 60° C (até estabilização do peso) e pesadas em balança de precisão de 3 casas decimais (sendo que foram consideradas apenas as 2 primeiras casas). Posteriormente, foram separadas as frações “folhas”, “galhos” (sem exclusão por diâmetro), material reprodutivo” e “resíduos” (Figura 11), sendo novamente pesadas tais frações.



Figura 11: Frações de serapilheira produzida: a) Folhas; b) Galhos; c) Material reprodutivo; e d) Resíduos.

4.2.2.2. Estoque de serapilheira e raízes finas

Foram realizadas duas coletas de estoque de serapilheira no solo, com intervalo de três meses entre elas: uma em 13 de agosto e outra em 20 de novembro de 2010. Em cada campanha foram coletadas três amostras livres por parcela, buscando áreas não pisoteadas, utilizando-se quadrados de 25 x 25 cm (Figura 12). No momento da coleta, as amostras foram separadas nas frações “L” ou “O₁” (folhiço fresco, formado por folhas praticamente intactas) e “F” ou “O₂” (folhiço em decomposição, formado por restos foliares fragmentados e já bastante atacados por fungos) (Babel, modificado 1971, *apud* Garay e Silva, 1995). Foram coletadas também as raízes finas encontradas logo abaixo de O₂ ou permeando este horizonte.



Figura 12: Coleta de estoque de serapilheira (a) e raízes finas (b).

4.2.2.3. Composição florística e estrutura da vegetação

Até o momento da pesquisa, a composição florística só foi levantada no estrato de sub-bosque, e a estrutura apenas no estrato adulto. Para o estrato de sub-bosque, cada parcela de 20 x 10 m foi dividida em oito sub-parcelas de 5 x 5 m. Destas, quatro foram selecionadas (“uma sim”, “uma não”, como em um arranjo de jogo de damas; vide Figura 10) para marcação de todos os indivíduos (plântulas e juvenis) de espécies arbóreas e arbustivas com altura mínima de 30 cm e máxima de 3 m ou PAP máximo de 10 cm. Como não foi encontrada uma metodologia padrão nos estudos que investigaram a regeneração natural, a definição do tamanho mínimo de 30 cm seguiu Gama *et al.* (2002), pois plantas menores que isto são facilmente pisoteadas e dificilmente identificadas taxonomicamente. A marcação dos indivíduos foi feita utilizando-se etiquetas de plástico branco, escritas com caneta de retroprojeter e presas com abraçadeiras de náilon ou fita empacotadora (Figura 13). Posteriormente notou-se que esta metodologia não era adequada, pois a escrita se apagava relativamente rápido, sendo necessário renovar.



Figura 13: Marcação da vegetação: a) plântula; b) adulto.

A identificação dos indivíduos foi feita preliminarmente em campo e confirmada / corrigida posteriormente em laboratório pelo mesmo botânico contratado. Boa parte das plantas só pôde ser identificada até o nível de família botânica, pela ausência de material reprodutivo. Como um parâmetro estrutural básico, foram calculadas as densidades totais de indivíduos no sub-bosque.

Para o levantamento do estrato adulto, todos os indivíduos arbóreos com PAP > 10 cm e altura > 3 m dentro das parcelas de 20 x 10 m foram marcados. Foram avaliados os seguintes parâmetros estruturais: perímetro à altura do peito (PAP = 1,3 m); altura (estimada com vara de tamanho conhecido); existência de troncos múltiplos (à altura do peito); e cobertura do dossel. A partir das medições de campo, foram calculados posteriormente: diâmetro à altura do peito; área basal; percentual de troncos múltiplos; e densidade de indivíduos.

O percentual de cobertura do dossel em cada área foi estimado através de fotografias digitais tiradas ortogonalmente de baixo para cima com câmera Casio 10.1 megapixels. Foram feitas 9 fotos por parcela, nos pontos indicados na Figura 10. As fotos originais (Figura 14a) foram posteriormente transformadas em tons de cinza (ferramenta “remover saturação”) no software Photoshop 7.0.1 e reclassificadas no software ArcGis 9.2, onde, analisando-se o histograma de mínimo e máximo, escolheu-se para cada foto um valor limite adequado que distinguísse duas classes: cobertura ou abertura de dossel (preto ou branco) (Figura 14b). O número de pixels de cada classe, calculado automaticamente na tabela de atributos da imagem reclassificada, forneceu os percentuais desejados.

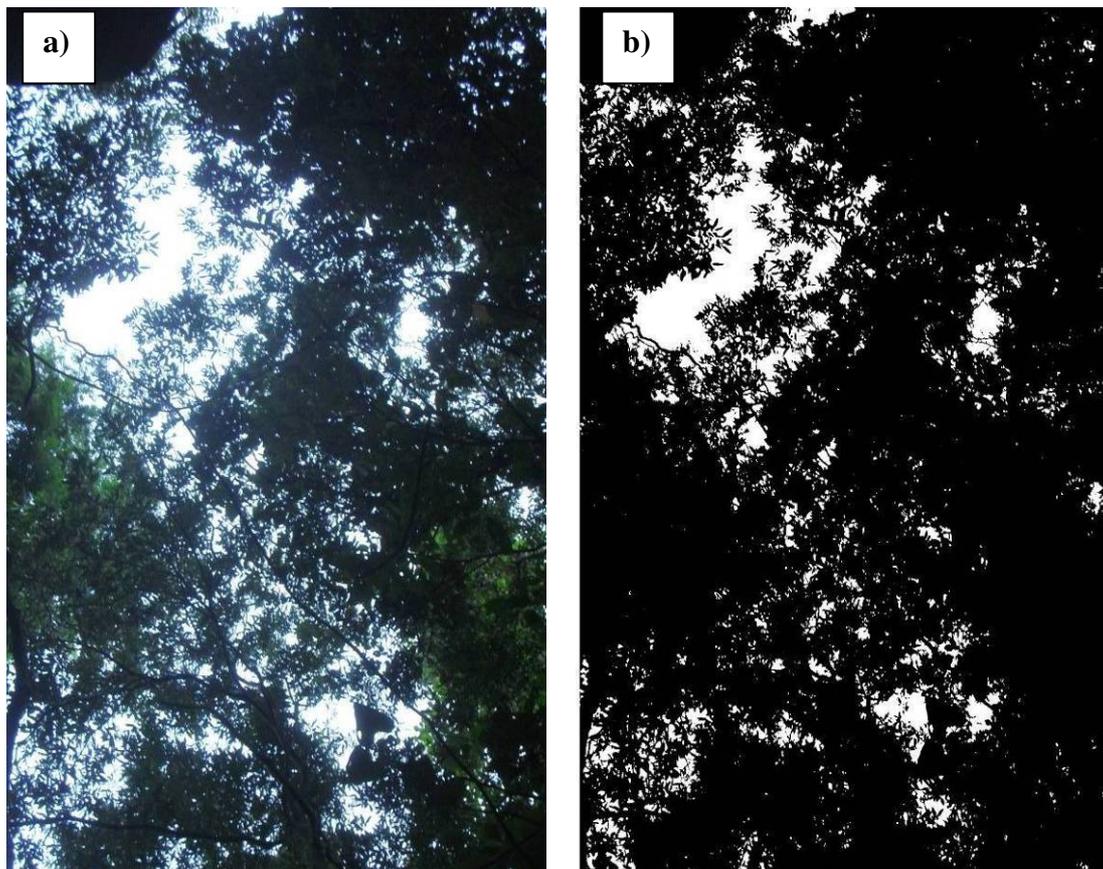


Figura 14: a) Foto original do dossel; b) reclassificação binária em preto ou branco para cálculo do percentual de cobertura.

4.2.2.5. Parâmetros de solo

Em cada uma das seis áreas da Figura 8 foram coletadas, de forma livre (buscando áreas não pisoteadas) e em duas profundidades (0-5 cm e 5-10 cm): três amostras compostas deformadas – cada uma com 10 sub-amostras – para análise de fertilidade, fracionamento da matéria orgânica leve e granulometria; três amostras indeformadas com anéis de Kopeck para análises de densidade do solo, macro e microporosidade; e três amostras indeformadas em blocos para análise de percentual / estabilidade de agregados (estas foram coletadas em 0-10 e 10-20 cm, pois o tipo de solo – possivelmente um cambissolo – dificultava a retirada de blocos menores) (Figura 15).



Figura 15: Coleta de amostras de solo: a) deformadas; b) indeformadas com anéis de Kopeck; c) indeformadas em blocos.

As análises físicas e químicas do solo foram encomendadas à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. As primeiras seguiram a rotina do Laboratório de Fertilidade; as segundas utilizaram-se dos seguintes métodos: balão volumétrico (densidade de partículas), coletor de Uhland (densidade do solo), mesa de tensão (macro e micro porosidade), e tamisamento úmido com aparelho de Yooder (estabilidade de agregados).

4.2.2.6 Clima

A princípio, a idéia era realizar um monitoramento contínuo de temperatura e umidade através da instalação de *dataloggers* nas mesmas seis áreas citadas acima. No entanto, com o incêndio que ocorreu em agosto de 2010 e destruiu os abrigos que estavam nas áreas abertas de gramíneas, decidiu-se por sua não reposição e utilização apenas dos quatro *dataloggers* estabelecidos nas parcelas de interior e de borda (instalados no centro de cada uma). Pouco após a instalação, porém, o *datalogger* da parcela de borda do fundo de vale foi roubado, inviabilizando as comparações necessárias. Assim, somente se pôde dispôr dos dados de um curto período de tempo (quatro dias em meados de agosto) em que os quatro *dataloggers* estavam em teste nas quatro parcelas.

Os abrigos para os *dataloggers*, assim como os coletores de serapilheira e as etiquetas de identificação de plântulas e juvenis, foram projetados pela presente pesquisadora, utilizando material alternativo, visando a diminuir os custos e aumentar a praticidade. A Figura 16 mostra o detalhe de um desses abrigos, confeccionado com lixeirinha e prato de plástico branco, barra rosqueada para encaixe das peças, parafusos e borboletas para fixação, lâminas de câmara de ar e de folha emborrachada para vedação, embalagens de alumínio para revestir o prato e impedir a passagem de radiação e estacas de madeira para fincar a estrutura no solo, protegidas com neutrol e pintadas de branco.



Figura 16: Abrigo para *datalogger*.

A umidade do solo e da serapilheira acumulada foi também mensurada a partir das coletas deformadas de solo e de uma das coletas de estoque. Para isto foi realizada a pesagem do material em condições ambientes (preservado em sacos plásticos bem fechados no ato da coleta), secagem (em estufa a 60° C para a serapilheira e em forno Mufla a 105° C para o solo) e nova pesagem posterior.

Os dados de chuva utilizados são da Estação 18- Jacarepaguá / Cidade de Deus da Geo-Rio, e foram obtidos pelo site <http://www2.rio.rj.gov.br/georio/site/alerta/download.htm>.

4.2.3. Análises estatísticas

Antes de rodar as análises estatísticas, para cada conjunto de dados foi verificada a homogeneidade das variâncias, utilizando-se o programa Systat 11. Quando estas diferiam por uma razão de no máximo 2, foram realizados testes paramétricos; quando eram distintas entre 2 e 5 vezes, os dados foram logaritimizados antes dos testes paramétricos; e, quando diferiam entre 5 e 10 vezes, utilizaram-se testes não paramétricos.

Para os dados de produção, foi realizada, no pacote estatístico R, uma ANOVA de dois fatores (posição topográfica e posição em relação à borda) com medidas repetidas (coletas repetidas ao longo dos meses). Para os dados de estrutura da vegetação (DAP e altura), foi feita uma ANCOVA de dois fatores também no software R. Para os demais parâmetros (estoque, física e química do solo), quando se desejava comparar dois conjuntos de dados (divisor e vale) foram utilizados testes “t” no software Systat 11, e quando as comparações eram entre três conjuntos de dados (interior, borda e gramínea), foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis no programa Biostat 5.0. Neste último caso, quando havia diferença significativa, foi realizado o teste *post-hoc* de Dunn, para evidenciar entre quais conjuntos de dados se encontrava a diferença.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. ANÁLISES SOBRE ORTOFOTOS

5.1.1. Uso do solo e cobertura vegetal

O mapeamento de uso e cobertura vegetal do maciço em 2004 resultou na criação de 12 classes distintas, definidas *a posteriori* (Figura 17). Na área do Parque Nacional, como esperado, a cobertura florestal apresentou-se bastante preservada. Já nas áreas externas ao parque, verificou-se uma grande heterogeneidade na distribuição das classes: enquanto as vertentes sul e leste permanecem, em grande parte, cobertas por floresta, as vertentes norte e oeste abrigam um complexo mosaico. Isto pode ser atribuído a fatores como ocupação humana mais antiga, densa e desordenada, maior exposição à poluição industrial e maior insolação na vertente norte (subsistema hidrográfico da Baía de Guanabara) (Coelho Netto, 2005). No entanto, é preciso considerar também as menores declividades das encostas nas vertentes norte e oeste, o que facilita a expansão da ocupação até os dias atuais. De fato, observa-se que a heterogeneidade de usos é maior justamente na região noroeste do maciço, onde a inclinação das vertentes é a mais suave. As vertentes sul e leste, por outro lado, possuem encostas mais íngremes, de difícil acesso. Além disso, sua proximidade em relação ao mar leva a um aumento da especulação imobiliária, favorecendo a ocupação formal, que, de forma geral, causa menos alterações na floresta, pois não costuma originar trilhas, desmatamentos ou incêndios para fins agropecuários.

A distribuição dos tipos de uso evidenciou que, depois da classe “Floresta”, há uma predominância das classes “Ocupação formal”, “Vegetação arbóreo-arbustiva” (VAA), “Gramínea” e “Ocupação informal (favelas)” (Tabela 1). É preciso salientar que a VAA é uma classe extremamente heterogênea, criada basicamente para separar as classes “Gramínea” e “Floresta”. Desta forma, não reflete necessariamente uma vegetação florestal em início de sucessão, podendo constituir, em muitos casos, áreas em pleno processo de degradação. Foram distinguidas também áreas de gramínea e VAA que pareciam ter sofrido incêndios recentemente, além de áreas de floresta e VAA que mostravam alterações estruturais como rarefação de dossel, trilhas e pequenas ocupações humanas.

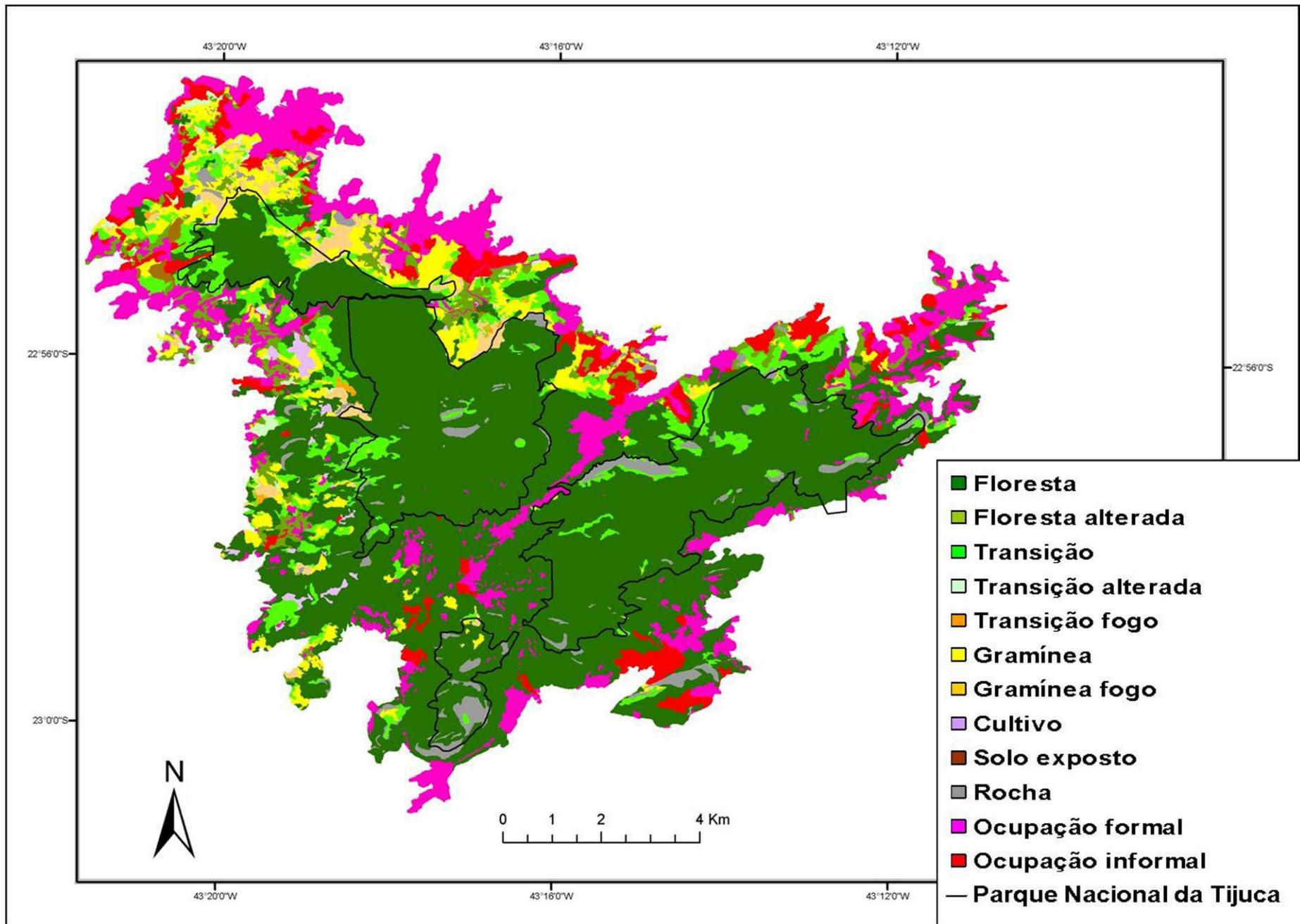


Figura 17: Classificação de uso e cobertura do maciço da Tijuca em 2004.

Tabela 1: Distribuição da área das classes de uso e cobertura no maciço da Tijuca em 2004.

Uso / cobertura	Área - superfície real (ha)	Área (%)
Floresta	7875,96	56,66
Ocupação formal	1952,27	14,05
Vegetação arbóreo-arbustiva	1019,23	7,33
Gramínea	842,74	6,06
Ocupação informal	727,00	5,23
Rocha	589,25	4,24
Floresta alterada	445,73	3,21
Gramínea fogo	233,80	1,68
Vegetação arbóreo-arbustiva alterada	86,09	0,62
Cultivo	71,47	0,51
Solo exposto	33,54	0,24
Vegetação arbóreo-arbustiva fogo	22,46	0,16

Em estudo anterior, mapeamentos realizados por GEOHECO-SMAC (2000) apontaram que, entre 1972 e 1996, enquanto as áreas de floresta clímax local e secundária tardia foram reduzidas em 21,3 e 39,4%, as áreas de alta e baixa densidade de edificações cresceram respectivamente 108,5% e 14,7%; paralelamente, as áreas de gramíneas permaneceram cobrindo mais ou menos a mesma extensão (até diminuíram 0,6%), e as áreas de floresta secundária inicial (que poderia corresponder, grosso modo, à vegetação arbóreo-arbustiva do presente estudo) aumentaram enormemente (170,6%). Embora estes resultados não possam ser comparados com os do presente estudo em virtude da grande diferença metodológica, vale discutir brevemente determinados aspectos: primeiramente, se, por um lado, a estabilidade da área de gramíneas e o aumento da chamada floresta secundária inicial poderiam indicar certo grau de regeneração natural (pois possivelmente novas áreas de gramínea estavam sendo criadas enquanto outras, abandonadas, permitiriam a recuperação da floresta), por outro lado as áreas classificadas como florestas secundárias iniciais poderiam também estar passando a substituir a floresta tardia, refletindo na verdade um processo de degradação – assim como já ressaltamos que pode ser o caso das áreas de VAA.

Outra questão a ser analisada refere-se ao grande crescimento da classe “Ocupação de alta densidade”, que GEOHECO-SMAC (2000) sugeriram como a principal a substituir a cobertura florestal. É importante notar, entretanto, que esta classe não corresponde diretamente às favelas, usualmente consideradas as maiores responsáveis pela retração florestal no maciço da Tijuca. No presente estudo, chama a atenção o fato de que a ocupação formal, embora seja em geral menos densa e acarrete, presumidamente, menor degradação florestal, é quase três vezes maior que a área da ocupação informal – estas sim, as favelas. Assim, embora a expansão de favelas se constitua, sem dúvida, como uma questão importante e que necessita controle, o efeito da expansão de áreas de urbanização formal também não pode ser menosprezado.

5.1.2. Distribuição espacial

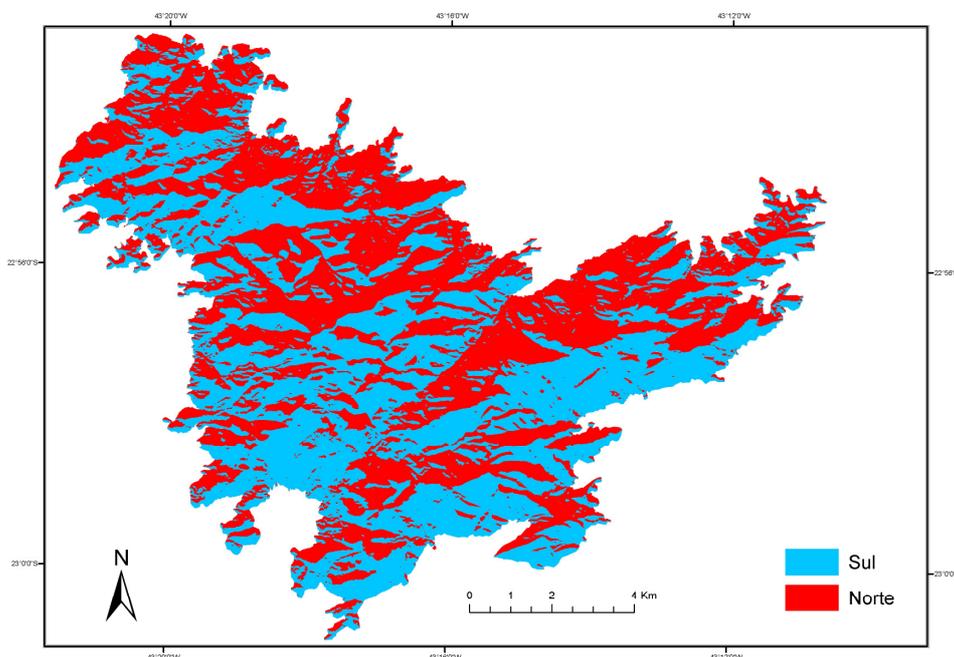
As áreas de gramíneas e de vegetação arbóreo-arbustiva (VAA) apresentaram um claro padrão de distribuição espacial, concentrando-se fortemente nas encostas voltadas para o norte – o que foi ainda mais exacerbado para a vegetação que havia sofrido incêndios recentemente (Tabela 2). Este resultado é bastante esperado, pois, no hemisfério sul, as encostas norte recebem maior incidência de radiação solar, o que acarreta aumento de temperatura e diminuição de umidade, afetando os processos geohidroecológicos. No maciço da Tijuca, Oliveira *et al.* (1995) já demonstraram que encostas voltadas para o norte apresentam temperatura máxima em média 3,6°C maior e serapilheira com umidade 42% menor que encostas voltadas para o sul.

Tabela 2: Distribuição das áreas de gramínea e vegetação arbóreo-arbustiva de acordo com a orientação da encosta

Uso	Área (%)	
	Encostas norte	Encostas sul
Gramínea (total)	78,38	21,62
Gramínea com fogo	85,84	14,16
Vegetação arbóreo-arbustiva (total)	67,11	32,89
Vegetação arbóreo-arbustiva com fogo	78,74	21,26

Ao se constatar a concentração de gramíneas e VAA nas encostas voltadas para o norte, é preciso apenas fazer uma ressalva: tais vertentes, especialmente aquelas expostas à área urbana, na área externa ao parque, estão mais presentes na grande vertente norte do maciço (subsistema da Baía de Guanabara) do que na grande vertente sul (Figura 18). Isto decorre até do próprio formato do maciço, e implica que a concentração de gramíneas e VAA nas vertentes norte provavelmente esteja em parte influenciada pela maior ocupação urbana na região.

Figura 18:
Orientação
de encostas
no maciço da
Tijuca.



A análise de incidência de radiação solar (Figura 19) confirmou a esperada concentração das áreas de gramínea e VAA nas encostas que recebem alta radiação (a grande maioria voltada para o norte), e evidenciou também uma significativa variabilidade sazonal (Tabela 3): no inverno a área total de gramínea que recebe alta radiação é 15,6% maior do que no verão, sendo que, se considerarmos somente aquelas manchas localizadas em encostas norte (onde predominam), o aumento é de 29% (72,97% no verão e 94,12% no inverno). Este grande percentual de áreas de gramínea recebendo alta radiação solar indica um alto risco de incêndios, especialmente no inverno, já que esta é, naturalmente, a época menos úmida, além de ser a época em que se soltam balões na cidade do Rio de Janeiro. Embora os dados de incidência de radiação no presente estudo forneçam apenas valores relativos, ainda assim dão uma boa idéia comparativa da influência da orientação de encostas na dinâmica florestal, podendo até ser mais acurados do que os simples dados de aspecto, que não levam em consideração o potencial sombreamento de umas encostas por outras.

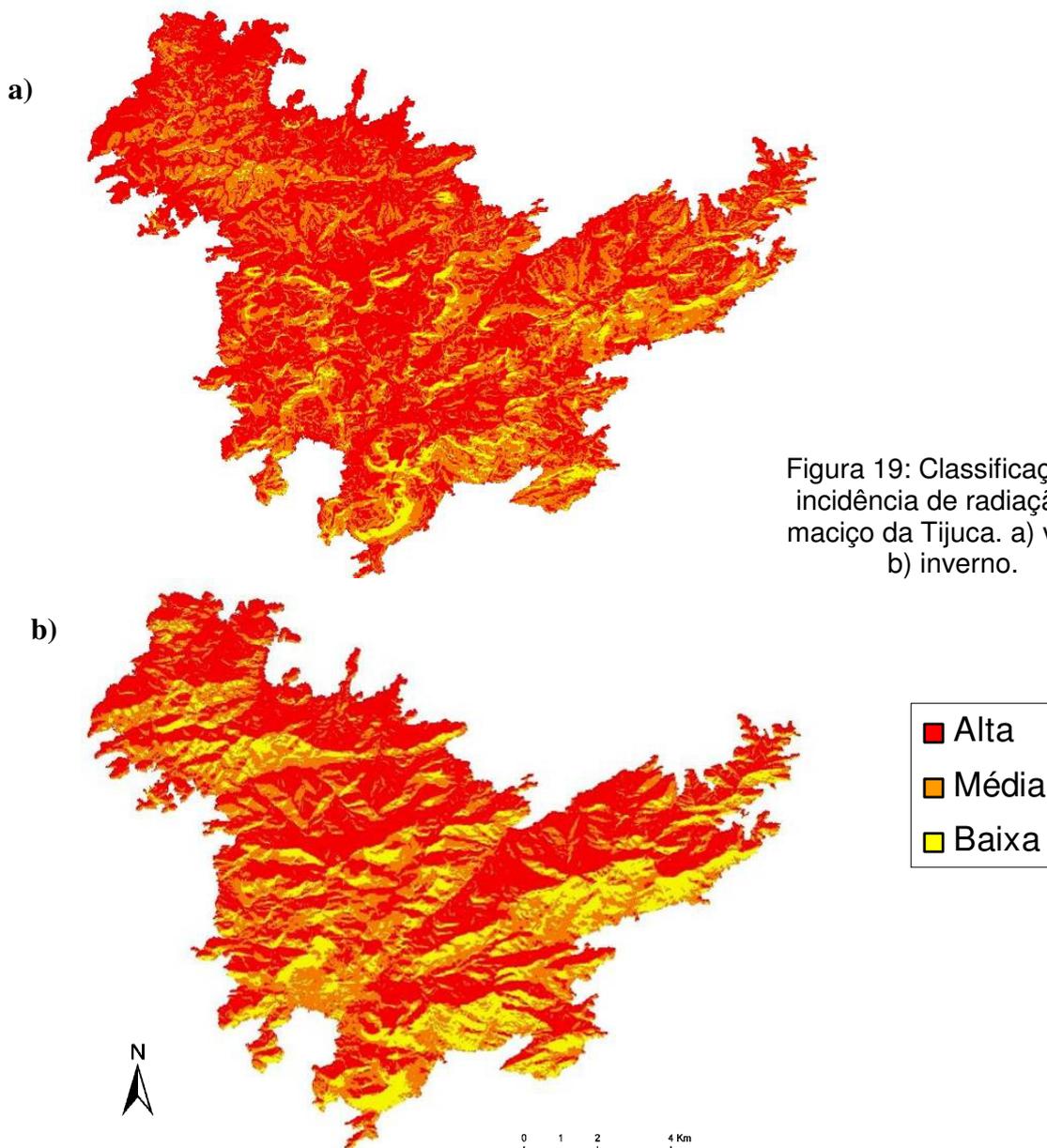


Figura 19: Classificação de incidência de radiação no maciço da Tijuca. a) verão; b) inverno.

Tabela 3: Distribuição das áreas de gramínea e vegetação arbóreo-arbustiva de acordo com a radiação solar incidente.

Uso	Radiação incidente (%)					
	Verão			Inverno		
	Alta	Média	Baixa	Alta	Média	Baixa
Gramínea (total)	65,23	32,63	2,14	75,4	19,38	5,18
Gramínea com fogo	70	28,3	1,7	83,1	13,58	3,28
Vegetação arbóreo-arbustiva (total)	55,99	40,43	3,58	65,6	24,81	9,55
Vegetação arbóreo-arbustiva com fogo	64,49	33,27	2,25	73,4	19,44	7,16

A análise a partir do TPI (Jeness, 2006) resultou em um mapeamento contendo 6 classes de posição topográfica (*default* do método) (Fig. 20). Apesar das imperfeições observadas, principalmente no que se refere à falta de continuidade das cristas de divisor – o que se procurou minimizar combinando a classificação de duas ferramentas do TPI (vide metodologia) –, o resultado obtido foi considerado bastante satisfatório.

O cruzamento da classificação do TPI com a de uso e cobertura revelou que as áreas de gramínea e VAA também apresentaram um forte padrão de distribuição em relação à posição na encosta, estando concentradas principalmente nos divisores e nas altas encostas, seguidos das médias encostas, e quase nunca nas baixas encostas ou nos fundos de vale (Tabela 4). Este padrão já havia sido notado qualitativamente nas fotografias aéreas e também era bastante esperado, pois um relevo montanhoso gera significativas diferenças de distribuição dos fluxos de água e nutrientes: enquanto as áreas de divisor e alta encosta constituem-se como zonas de divergência de fluxos, a média encosta funciona como zona de transferência e a baixa encosta e o fundo de vale como zonas de convergência de fluxos. Pode-se sugerir que nestas últimas, de forma geral, os pacotes de solos coluviais formados tenderiam a ser mais espessos, estáveis, úmidos e ricos em matéria orgânica, facilitando potencialmente o estabelecimento, a permanência e a regeneração da vegetação florestal. Para as análises do presente estudo, a classe “plano”, praticamente insignificante neste maciço montanhoso, só sendo encontrada nas baixadas da vertente norte, foi englobada na classe de convergência de fluxos, visando a manter uma postura mais conservadora.

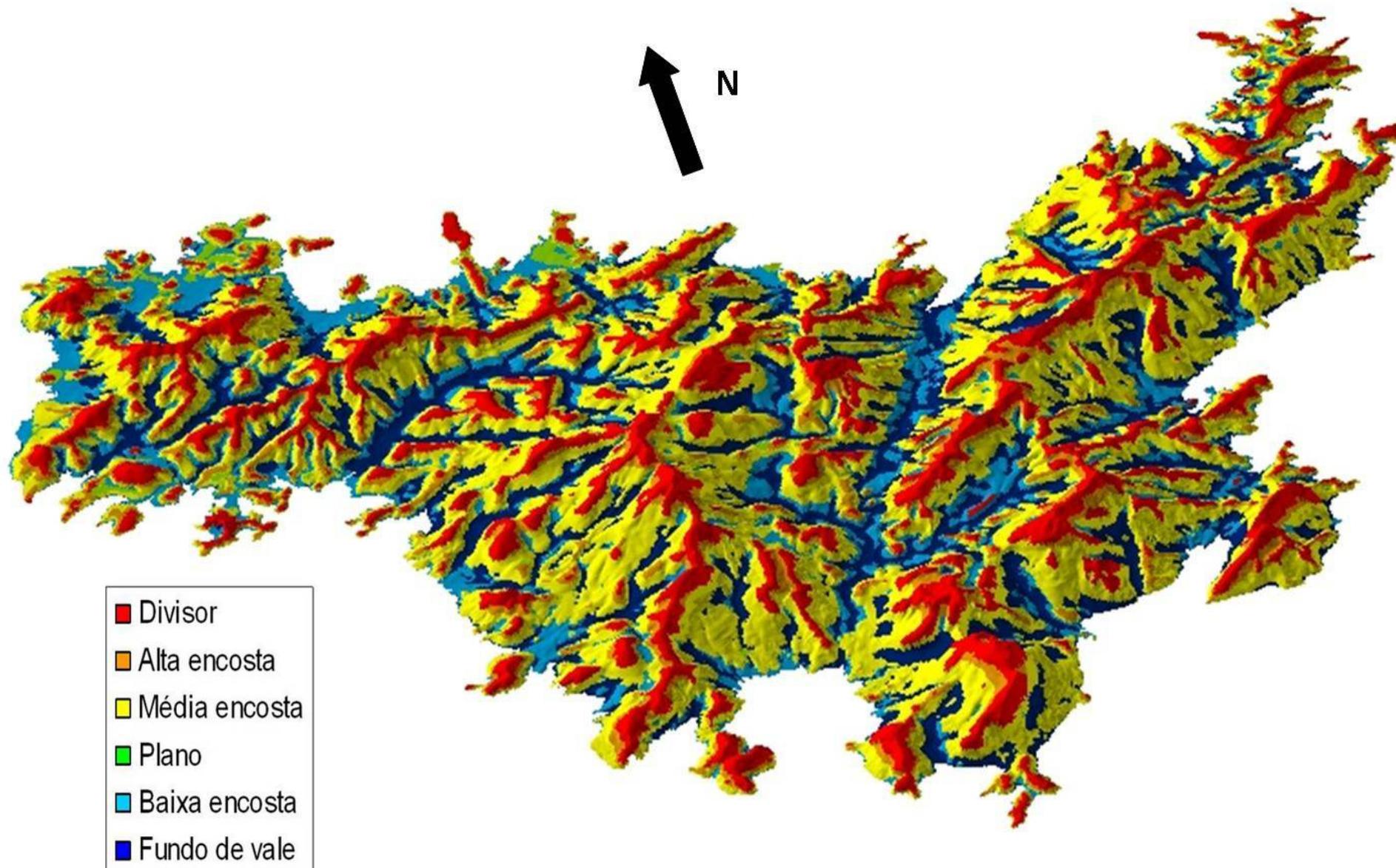


Figura 20: Representação em 3D do mapeamento de posição topográfica no maciço da Tijuca.

Tabela 4: Distribuição das áreas de gramínea e vegetação arbóreo-arbustiva de acordo com a posição topográfica.

Posição topográfica		Gramínea (área %)	VAA (área %)
Divisor	Zonas de divergência	35,17	34,10
Alta encosta		14,13	11,08
Média encosta	Zona de transferência	40,87	38,98
Plano		0,12	0,07
Baixa encosta	Zonas de convergência	5,04	5,45
Fundo de vale		4,68	10,33

* O somatório dos percentuais de gramínea e VAA sofreu arredondamentos automáticos no Excel, e por isso não dá 100% exatamente.

Ficou claro, assim, que no maciço da Tijuca as gramíneas tendem a se concentrar em áreas menos úmidas – encostas voltadas para o norte, encostas que recebem alta radiação solar e posições topográficas mais elevadas (zonas de divergência de fluxos), sendo que as últimas tendem a apresentar também menor acúmulo de nutrientes. Este padrão refletiria o fato de que as gramíneas constituem, de forma geral, uma família de espécies ruderais, que facilmente se estabelecem e passam a dominar em áreas abertas e degradadas (Van Breemen e Finzi, 1998; Margalef, 1986, e Crawley, 1986, *apud* Freitas 2001). “Normalmente”, seriam substituídas pelas espécies florestais ao longo da sucessão ecológica (Veldman *et al.*, 2009). Porém, nem sempre isto ocorre, pois, se as gramíneas suprimem as plântulas e juvenis arbóreos (Bond, 2008), favorecem a ocorrência de incêndios (Mack e D’Antonio, 1998; Veldman *et al.*, 2009; Freitas, 2001) e são frequentemente usadas como pastagens (acarretando pisoteamento de plântulas pelos animais), isto pode fazer com que, ao invés de a borda florestal se expandir, permaneça estável, porém degradada, ou até se retraia, permitindo a invasão das gramíneas.

Embora o foco deste estudo gire em torno das áreas de gramínea, a distribuição espacial da vegetação arbóreo-arbustiva foi também analisada, já que constitui a terceira maior classe em área e que, comumente, se localiza entre áreas de gramíneas e áreas de floresta. De fato, foi observado que a distribuição da VAA costuma acompanhar aquela das gramíneas (Tabs. 2, 3 e 4). Porém, vale ressaltar que a VAA está mais presente nas áreas de convergência de fluxos do que as gramíneas (aproximadamente 16% contra cerca de 10%, Tab. 4), dando mais algum suporte às hipóteses levantadas neste estudo sobre a maior facilidade de permanência e regeneração da vegetação florestal em zonas de convergência de fluxos.

5.1.3. Padrões temporais

Os padrões de distribuição espacial de gramíneas entre 1972 e 1996 (mapeamentos de GEOHECO-SMAC, 2000) mostraram-se bastante constantes e evidenciaram uma maior concentração nas médias encostas, em seguida nos divisores e altas encostas. Foi possível detectar uma ligeira tendência de aumento das áreas de gramíneas nas zonas de divergência de fluxos e diminuição nas zonas de convergência (Tabela 5), o que soma-se aos resultados anteriores na corroboração da nossa hipótese de que a vegetação florestal retornaria com maior facilidade nessas zonas de convergência. Não foi possível, no entanto, comparar a modificação de uso e cobertura entre 1972 e 1996 com os padrões encontrados no mapeamento de 2004, por causa da metodologia e da legenda muito distintas.

Tabela 5: Transformação temporal das áreas de gramínea (%) entre 1972 e 1996 de acordo com a posição topográfica.

Posição topográfica	1972	1984	1996
Fundo de vale + Baixa encosta + Plano	24,17	20,31	18,02
Média encosta	41,19	42,38	42,81
Alta encosta + Divisor	34,64	37,30	39,16

A comparação das ortofotos de 1999 com as de 2004 não mostrou, a princípio, grande diferença de uso e cobertura no maciço – o intervalo de 5 anos, de fato, é muito curto para isto. Foi observado, porém, que em algumas bacias específicas as áreas de gramíneas haviam se transformado sensivelmente em vegetação arbóreo-arbustiva. Assim, decidiu-se analisar esta transformação gramínea – VAA utilizando um recorte de bacias de segunda ordem no maciço. Os resultados mostraram que, das 203 bacias de segunda ordem existentes, 76 possuíam gramíneas em 1999. Destas, 28 (cerca de 37%) apresentaram alguma transformação no sentido da VAA (critério binário de análise: 0 – não transformação; 1 – transformação). Um fator não esperado foi que, destas 28 bacias, cerca de 43% apresentaram sinais de reflorestamento (terraceamento indicando plantios, Figura 21). Já entre as 48 bacias consideradas sem transformação, apenas uma (2,08%) mostrou sinais de reflorestamento. Se, por um lado, isto indica que os programas de reflorestamento vêm obtendo algum sucesso, por outro sugere que a vegetação florestal também tem a capacidade de se recuperar significativamente sozinha (pois 57% das bacias com transformação não mostraram sinais de reflorestamento). Os fatores que influenciam esta recuperação provavelmente incluem um baixo grau de severidade da matriz e alguns elementos topográficos, porém isto necessitaria de investigação no âmbito dos processos de encosta.

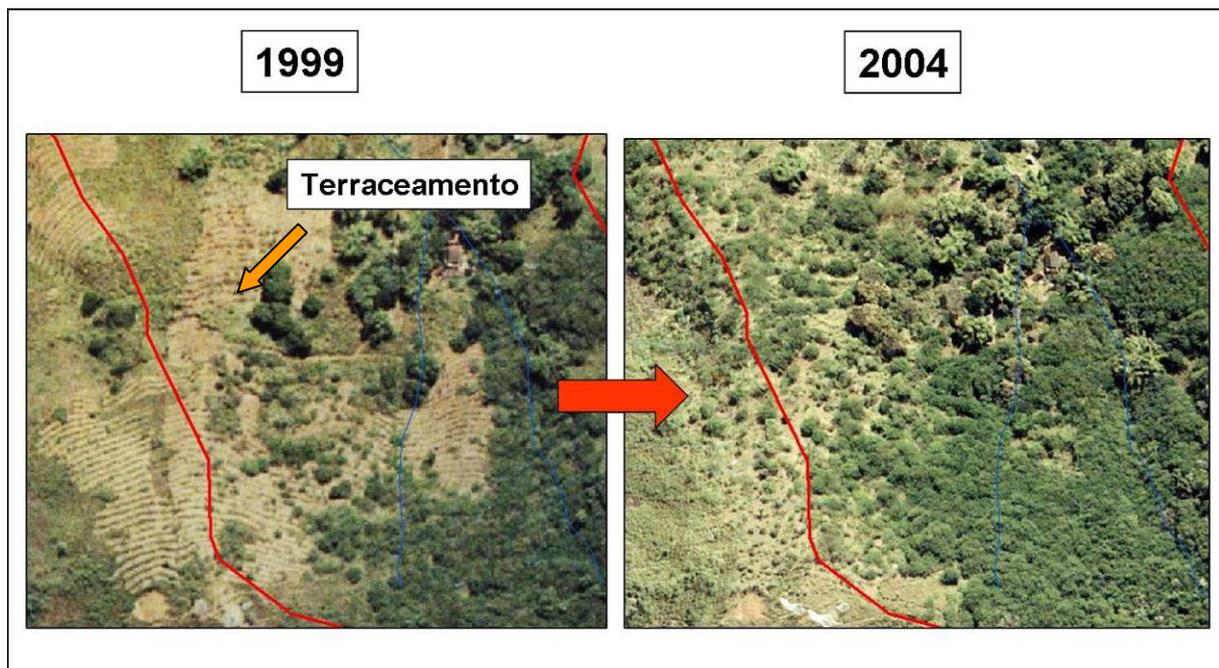


Figura 21: Transformação gramínea-VAA entre 1999 e 2004 em uma bacia de segunda ordem que apresentou sinais de reflorestamento.

Uma análise em escala de maior detalhe, em 10 bacias de segunda ordem selecionadas por apresentar grande transformação gramínea - VAA entre 1999 e 2004 (um exemplo de bacia mapeada é mostrado na Figura 22), evidenciou que, como esperado, a diminuição das áreas de gramínea foi proporcionalmente maior nas zonas de convergência de fluxos (Tabela 6). Por outro lado, o aumento das áreas de VAA mostrou-se proporcionalmente maior nas áreas de divergência, assim como a substituição das áreas de gramínea pelas de VAA (considerando que toda a área de gramínea que regrediu tornou-se VAA – simplificação esta bastante próxima da realidade). A substituição percentual foi de 23,3% para as zonas de convergência, 30,2% para a zona de transferência e 32,6% para as zonas de divergência (Figura 23). Embora trate-se de uma diferença pequena, isto não era esperado a partir de nossas hipóteses, que levariam a prever maiores taxas de substituição gramínea – VAA em zonas de convergência. No entanto, a explicação para tal resultado provavelmente se relaciona aos reflorestamentos realizados nas bacias analisadas, que interferem no caminho da regeneração natural. A maior diminuição proporcional das áreas de gramínea nas zonas de convergência, porém, possivelmente está refletindo um padrão natural, já que os reflorestamentos geralmente não são feitos em fundos de vale, mas principalmente nas médias e altas encostas.

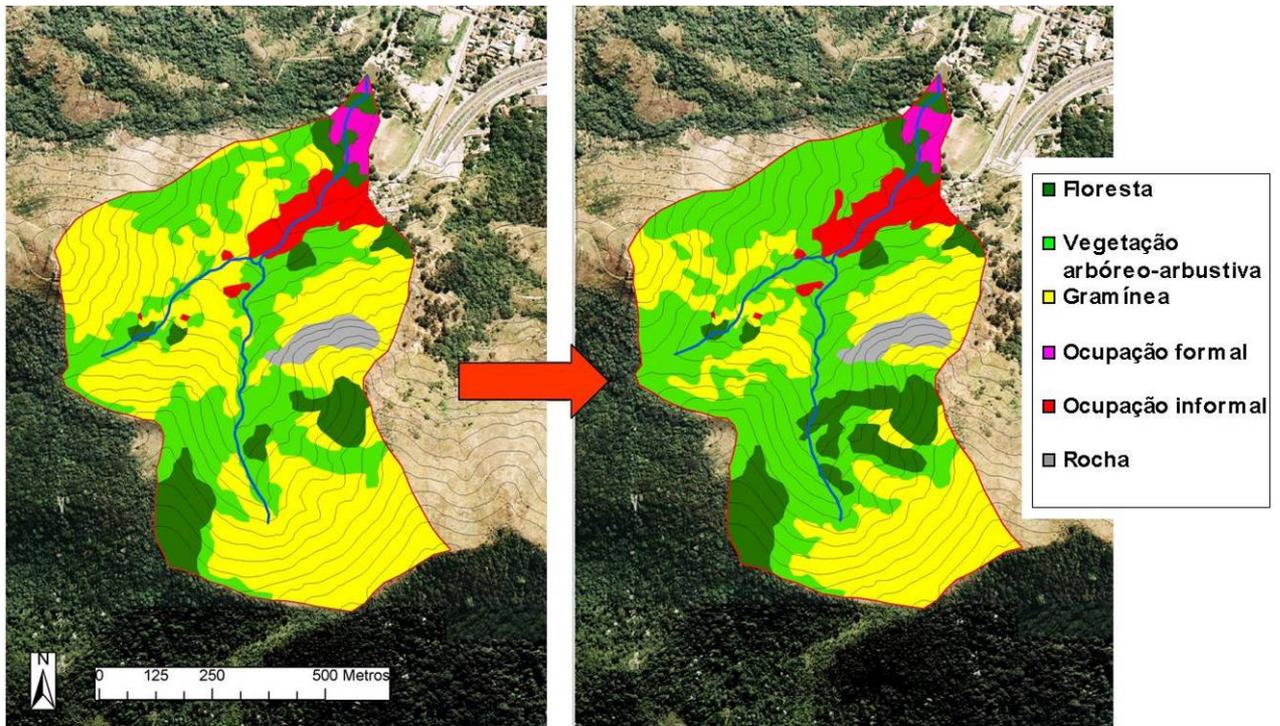


Figura 22: Transformação de uso e cobertura entre 1999 e 2004 em uma bacia de segunda ordem, evidenciando expansão das áreas de VAA. Curvas de nível de 20 em 20 m.

Tabela 6: Transformação das áreas de gramínea e VAA entre 1999 e 2004 de acordo com a posição topográfica em 10 bacias de segunda ordem.

Uso	Posição topográfica	Área (ha)		Diminuição (gramínea) / Aumento (VAA) (%)
		1999	2004	
Gramínea	Fundo de vale + Baixa encosta + Plano	15,14	7,67	49,30
	Média encosta	55,06	28,28	48,65
	Alta encosta + Divisor	80,05	47,43	40,75
VAA	Fundo de vale + Baixa encosta + Plano	15,86	22,40	41,28
	Média encosta	30,57	55,25	80,74
	Alta encosta + Divisor	19,27	51,44	166,99

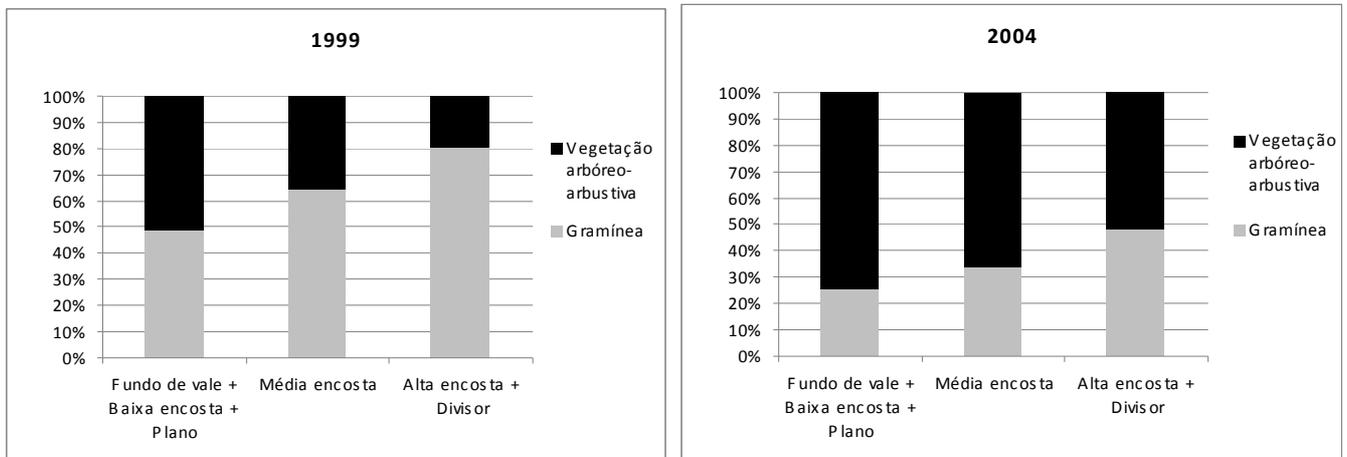


Figura 23: Substituição percentual das áreas de gramínea por VAA entre 1999 e 2004 de acordo com a posição topográfica em 10 bacias de segunda ordem.

5.2. ESTUDOS DE CAMPO

5.2.1. Produção de serapilheira

Os dados completos da produção de serapilheira durante os oito meses de coleta encontram-se no Anexo I. A Figura 24 fornece uma primeira síntese dos resultados. A primeira coisa que se nota é o grande pico de produção em DB (parcela de divisor-borda) em agosto de 2010, que se deveu a um incêndio ocorrido na área de gramíneas pouco antes da coleta. O fogo atingiu a borda florestal parcialmente (a área superior da parcela, mais próxima ao divisor, foi pouco atingida, mas a área mais baixa foi muito queimada) (Figura 25), causando enorme perda das folhas do dossel (3,9 ton / ha em menos de um mês, provavelmente concentrados em poucos dias após o incêndio). No mês seguinte ao incêndio, a produção em DB voltou ao nível anterior, e nos dois meses seguintes foi bastante reduzida, como era de se esperar, já que boa parte das folhas já havia caído.

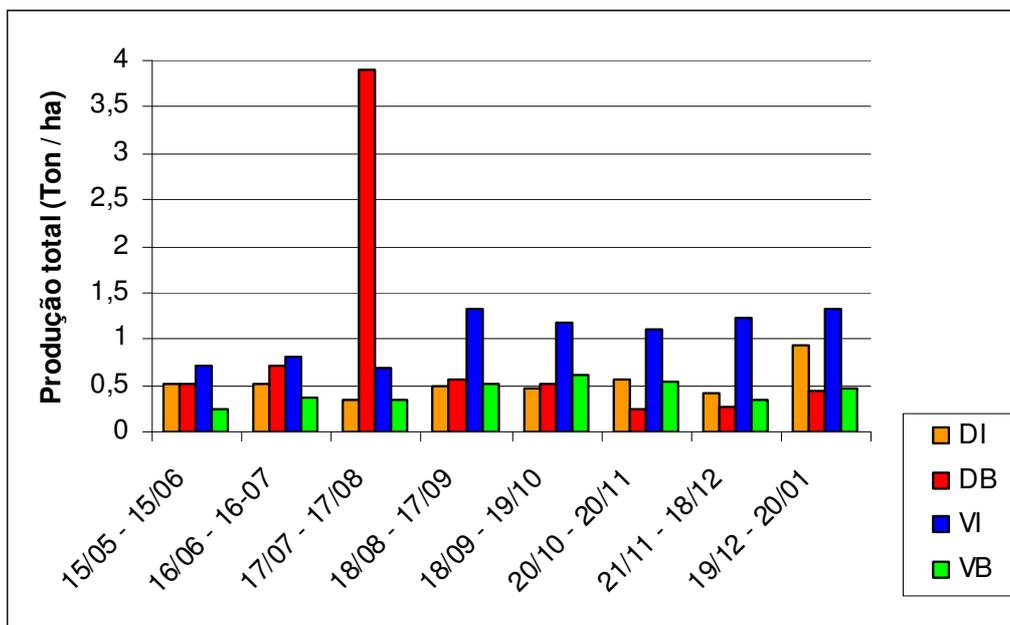


Figura 24: Produção total mensal de serapilheira. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; DI = divisor - interior; e DB = divisor - borda. Obs: os desvios-padrão não foram plotados aqui por serem grandes demais devido ao pico de produção em DB, prejudicando a visualização.



Figura 25: Borda do divisor queimada no incêndio de agosto de 2010.

É indiscutível que os incêndios afetam fortemente a produção de serapilheira, mas a maneira exata em que isto ocorre pode depender de alguns fatores. Penna Firme e Oliveira (2010) encontraram, na floresta do maciço da Pedra Branca, RJ, que a produção total de serapilheira em um trecho incendiado foi bem menor do que em um trecho conservado no primeiro ano após o incêndio (2.772 contra 7.533 kg/ha/ano), mas no segundo ano o padrão se inverteu, com a área incendiada superando a conservada em 21,6% (9.608 contra 7.200

kg/ha/ano). Chamou a atenção, portanto, a grande variabilidade da produção na área incendiada, que aumentou 3,5 vezes de um ano para o outro (sem relação direta com a produção de folhas pela entrada de espécies pioneiras), enquanto a área conservada manteve-se estável. Este grande aumento de produção na área queimada fornece evidências, à primeira vista, de uma recuperação funcional relativamente rápida (Penna Firme e Oliveira, 2010). O fato de que os autores não tenham observado grande queda de folhas logo após o incêndio provavelmente tem uma das seguintes explicações: ou a instalação dos coletores foi feita após a queda, ou o incêndio queimou completamente as folhas. No presente estudo, é bem possível que o fogo não tenha chegado a atingir o dossel florestal, levando à queda maciça das folhas por estresse hídrico nos dias posteriores.

Deixando à parte temporariamente os efeitos do fogo, para melhor visualizar os dados das demais coletas, a produção de DB no mês do incêndio foi suprimida na Figura 26 a seguir. Pode-se observar então a existência de uma variabilidade espacial relativamente alta, tanto entre os quatro ambientes quanto dentro de cada um deles – o que se evidencia nos altos valores de desvio-padrão obtidos. Temporalmente, nota-se uma variabilidade sazonal mais clara apenas em VI, associada à época mais chuvosa. O período de mensuração da produção começou logo após uma diminuição brusca das chuvas, que voltaram a aumentar em setembro.

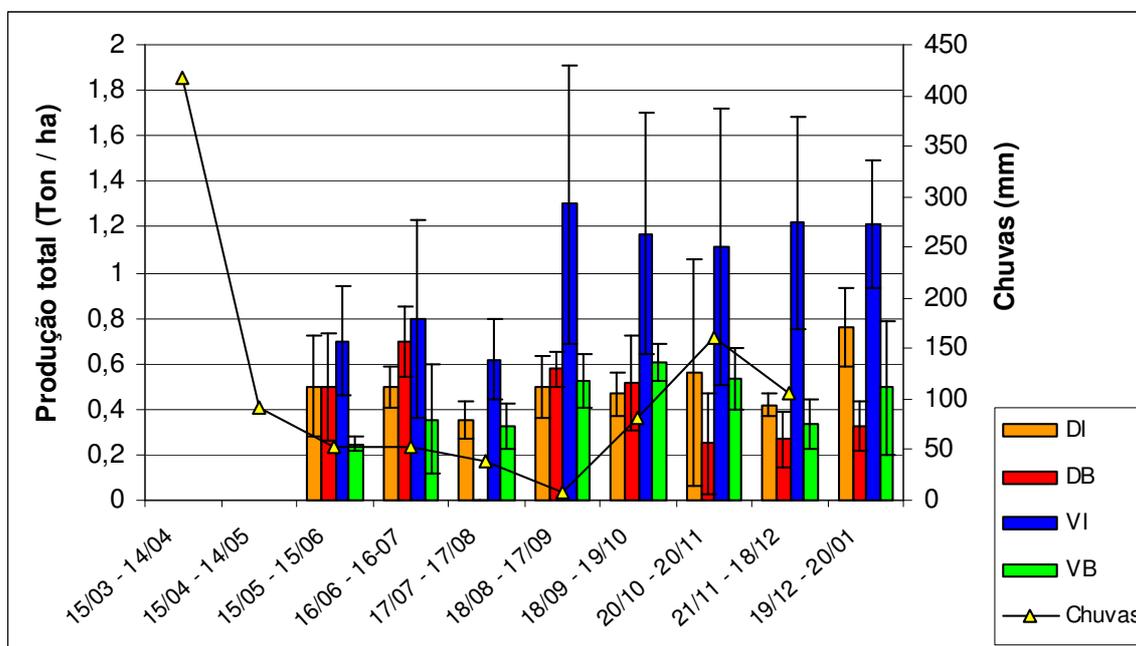


Figura 26: Produção total mensal de serapilheira (sem a coleta de DB de agosto de 2010). VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda. Obs: os dados de chuva de 2011 não foram disponibilizados ainda pela Geo-Rio. Sabe-se que entre 19 e 31/12/2010 a precipitação foi de 123,4 mm (maior que a do período anterior, de 105 mm, sendo que faltam ainda 20 dias de dados em janeiro).

* As barras representam o desvio-padrão (assim como em todos os gráficos a seguir).

Em linhas gerais, não foram observados padrões claros na produção de serapilheira que poderiam ser interpretados como relacionados à posição topográfica ou à posição de borda. De fato, o teste estatístico utilizado (ANOVA de dois fatores com medidas repetidas) mostrou que não houve diferença significativa na produção total entre o divisor e o fundo de vale nem entre a borda e o interior florestal. Porém, a interação entre os dois fatores foi significativa ($F=55,2568$, $GL=1$, $p=0$), indicando que a relação entre borda e interior é diferente dependendo da posição topográfica. A variação temporal dos dados, por outro lado, foi significativamente diferente tanto entre interior e borda ($F=22,108$, $GL=6$ e $p=0$), quanto entre vale e divisor ($F=22,324$, $GL=6$ e $p=0$), ou seja, cada um dos quatro ambientes parece ter respondido diferentemente às variações climáticas sazonais ou pontuais.

A influência da borda nos padrões de produção de serapilheira é um tema bastante complexo (vide revisão bibliográfica, página 8). De acordo com os resultados mais comumente relatados na literatura poderia-se esperar uma maior produção nas bordas (Sizer 1992 *apud* Sizer e Tanner 1999; Sizer *et al.* 2000; Vasconcelos & Luizão 2004 *apud* Portela e Santos 2007; Nascimento e Laurance, 2006), devido a um maior nível potencial de danos estruturais, mortalidade e estresse hídrico, além do favorecimento de espécies pioneiras (Tabarelli *et al.*, 1999), que costumam apresentar alta taxa de renovação foliar. Pelos mesmos motivos (excetuando-se a presença de espécies pioneiras), poderia-se talvez esperar também maior produção no divisor do que no fundo de vale, pois uma posição topográfica mais elevada seria potencialmente menos úmida e mais exposta a ventos, e, portanto, mais limitante.

Em relação às bordas, porém, é preciso lembrar que estas frequentemente apresentam rarefação de dossel e menor densidade de vegetação, e neste caso seria provável encontrar o padrão inverso, de maior produção nos interiores florestais. No presente estudo o interior de floresta no fundo de vale (VI) apresentou sempre a maior produção total, ainda mais acentuada a partir de agosto / setembro de 2010, quando as chuvas também começaram a aumentar. VB também mostrou leve aumento com a intensificação das chuvas. Já DB sofreu diminuição após o pico de agosto devido ao incêndio, e DI permaneceu relativamente estável, com um aumento mais claro apenas na última coleta.

Embora não seja possível calcular a produção anual, o que dificulta a comparação direta com outros trabalhos, pode-se considerar que os valores de produção encontrados para VI são relativamente altos: foram 8,14 ton/ha em apenas oito meses de coleta, enquanto Penna Firme e Oliveira (2010) obtiveram 7,3 ton/ha/ano em uma floresta conservada e Montezuma (2005) encontrou 7,025 ton/ha/ano em uma faixa de floresta de até 130 m de distância da borda de uma cicatriz de deslizamento. Chirol (2009) obteve produção total média de 8,73 ton/ha/ano em sua área controle (Mata do Pai Ricardo), mas

em bordas imediatamente adjacentes a três cicatrizes de deslizamento encontrou valor bem superior (12,43 ton/ha/ano), corroborando a supracitada expectativa de maior produção de serapilheira nas bordas. A produção total em DB nesses oito meses foi de 7,04 ton/ha – valor alto mas, neste caso, claramente relacionado ao incêndio –, e nos demais ambientes os valores foram bem mais baixos (4,05 ton/ha em DI e 3,43 ton/ha em VB).

A produção de folhas, como esperado, seguiu o mesmo padrão da produção total, já que estas constituem a fração mais representativa (Figura 27). Assim, os valores foram novamente bem maiores em VI do que nos demais ambientes, e temporalmente apenas VI e VB mostraram alguma resposta à época de maiores chuvas. O percentual de participação das folhas foi de 78,3%, 81%, 70,3% e 80,2%, respectivamente, para DI, DB, VI e VB – valores bastante altos comparados aos resultados de Penna Firme e Oliveira (2010), que encontraram, para uma floresta conservada, 63,6% e 57,9% em dois anos de estudo, com média portanto de 60,8%. Montezuma (2005) também encontrou valor inferior para florestas em bordas de cicatrizes de deslizamento (67%), e Chirol (2009) obteve em média 63,7% para bordas florestais e 81% para a mata (conservada) do Pai Ricardo – este último valor mais próximo aos do presente estudo e considerado o esperado para uma floresta atlântica bem preservada, segundo Varjabedian e Pagano (1988, *apud* Chirol, 2005).

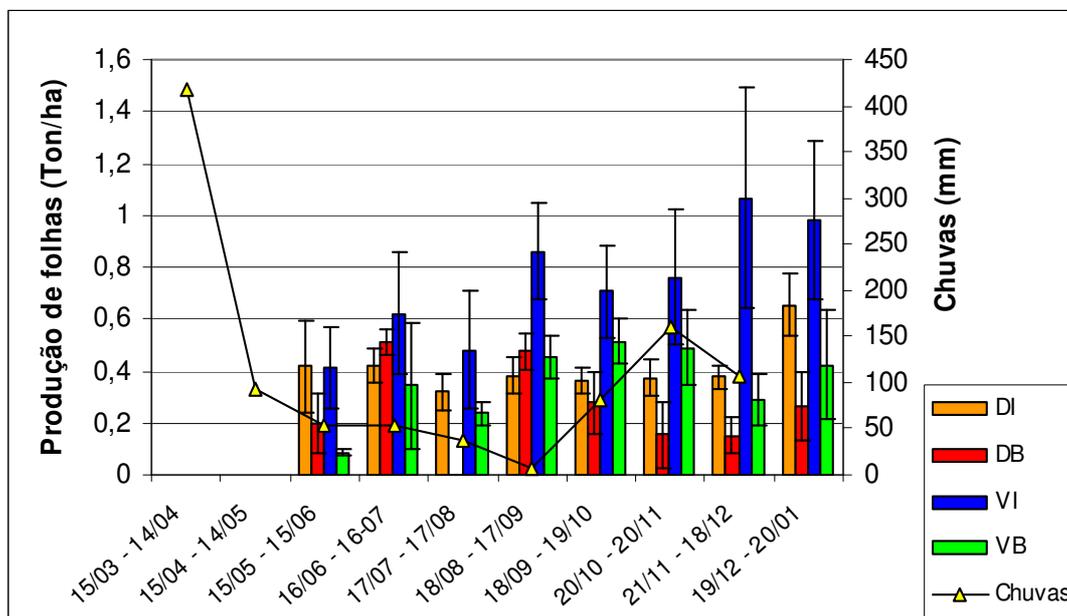


Figura 27: Produção mensal de folhas (sem a coleta de DB de agosto de 2010). VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda.

Para a produção de galhos VI também se destacou, mas nas três primeiras coletas DB apresentou valores superiores (Figura 28a). A contribuição percentual de galhos foi de 14,6%, 16,4%, 22,9% e 11,8% para DI, DB, VI e VB nos oito meses de coleta –

surpreendendo o fato de que o maior percentual tenha sido encontrado para VI e o menor para VB. Não foram encontrados portanto padrões relativos à posição de interior ou de borda, já relatados por muitos autores. Chirol (2009), por exemplo, obteve um significativo aumento na proporção de galhos nas bordas (24,2%) em comparação com a floresta conservada (12,8%). Quanto à produção de material reprodutivo, VI quase sempre mostrou também os maiores valores, seguidos geralmente por VB (Figura 28b). Apenas nas duas últimas coletas este padrão se enfraqueceu um pouco, com diminuição da produção em VB e aumento em DI. Em DB, por outro lado, foram encontrados valores bem mais baixos mesmo antes do incêndio.

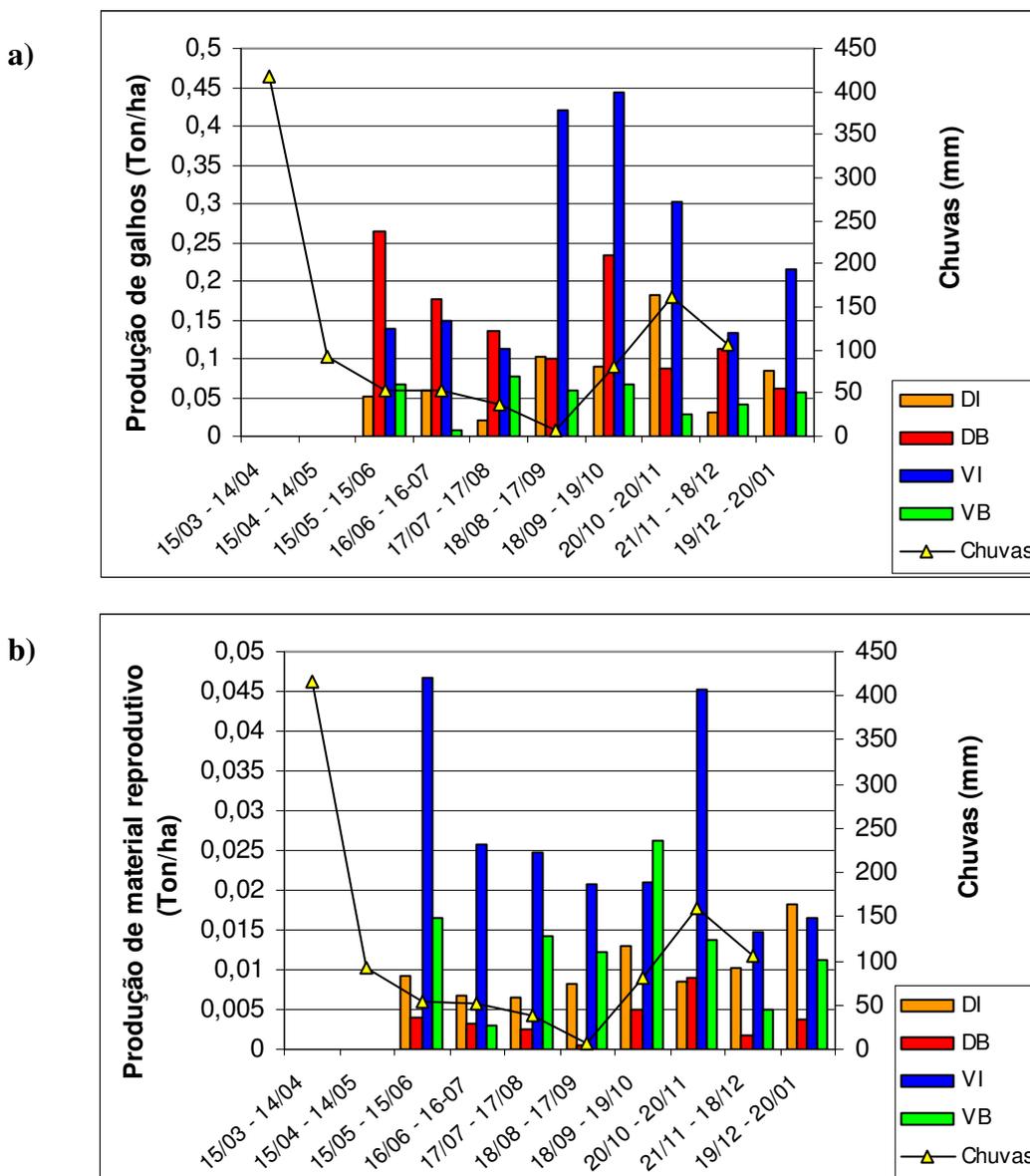


Figura 28: Produção mensal: a) galhos b) material reprodutivo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda. Obs: os desvios-padrão não foram plotados por serem grandes demais em alguns casos, prejudicando a visualização.

O aumento da queda de galhos é um efeito comumente relatado em áreas florestais que sofrem incêndios, como consequência da mortalidade de árvores. Matos *et al.* (2001, *apud* Penna Firme e Oliveira, 2010) encontraram de fato uma altíssima contribuição de galhos (60%) em um trecho de floresta incendiado na floresta da Tijuca. Já Penna Firme e Oliveira (2010) obtiveram apenas uma pequena diferença percentual entre um trecho incendiado e outro conservado: respectivamente 31,5% contra 23,5% no primeiro ano e 43,4% contra 34,5% no segundo ano. No presente estudo, a borda florestal atingida pelo fogo (DB) não apresentou padrão de produção de galhos que pareça se relacionar necessariamente ao incêndio. Apesar do pico de produção um mês após o evento, que poderia até ter a ver com a mortalidade de árvores, DB já havia mostrado alta produção nos meses anteriores, com um pico ainda maior no primeiro mês de coleta.

A maior produção de serapilheira praticamente generalizada em VI pode se relacionar a alguns fatores. Se por um lado esperávamos maior produção no divisor devido a um maior estresse hídrico potencial, Xiong e Nilsson (1997), por outro lado, observaram maior produção em florestas ripárias do que em florestas de divisor, o que atribuíram à flutuação do lençol freático. Se este for um possível fator explicativo na área aqui investigada, faltaria no entanto esclarecer o porquê da baixa produção em VB.

Outro elemento possivelmente relacionado à alta produção em VI seria uma maior exposição a ventos. Apesar de, comumente, divisores e altas encostas serem considerados áreas mais expostas, os ventos podem interagir de formas complexas com a topografia, gerando turbulência descendente até mesmo em áreas a sotavento (Laurance e Curran, 2008). Ventos canalizados nos fundos de vale são fenômenos já bastante conhecidos (Ashton *et al.*, 2001). Embora este estudo não tenha realizado mensurações de ventos, sua ocorrência costuma ter alguma relação com os eventos chuvosos, ao menos com os mais intensos. Martins & Rodrigues (1999, *apud* Penna Firme e Oliveira 2010), de fato, encontraram alta correlação da produção de serapilheira com a velocidade dos ventos. Assim, o aumento de produção no fundo de vale (de folhas em VI e VB e de galhos em VI) acompanhando o aumento das chuvas reforçaria a hipótese de alta exposição a ventos nesta zona. O vento tem sido apontado como grande responsável por danos e mortalidade de árvores, mas isto tem sido relatado especialmente para áreas de borda. Figueiró (2005), por exemplo, observou que os ventos transversais foram bem mais intensos em bordas e ao longo de trilhas do que nos interiores florestais, o que se expressou em uma nítida maior perda estrutural nestas áreas, com aumento do percentual de galhos sobre o peso total da serapilheira acumulada no piso florestal.

Quanto à maior produção de material reprodutivo no fundo de vale, isto poderia estar apenas acompanhando a maior produção total, mas também é possível hipotetizar que este ambiente tenderia a ser mais fértil como um resultado das melhores condições de umidade.

Pode ser, ainda, que tal fato se deva às diferenças florísticas relacionadas à posição topográfica e / ou ao estágio sucessional mais inicial da floresta do vale, pois a presença de espécies sucessionais levaria a taxas de reprodução mais aceleradas.

Se os ventos canalizados no fundo de vale foram responsáveis pela alta produção em VI, por outro lado é preciso ressaltar que em VB o aumento na produção com o aumento das chuvas foi bem menos acentuado, e não ocorreu em relação aos galhos. Neste ponto, sugere-se que as diferenças de produção entre VI e VB podem se relacionar a diferenças na composição florística. Observou-se que a borda florestal no fundo de vale é bastante dominada por pau-jacaré, uma espécie de leguminosa que possui folhas compostas por pequeníssimos folíolos filiformes. Este tipo de folha é possivelmente mais resistente a queda por ventos, por causa da menor superfície de atrito. Além disso, quando arrancado, um pequeno folíolo é muito mais facilmente carregado para longe pelos ventos do que uma folha de maiores dimensões. Figueiró (2005), de fato, ressaltou que a idade da borda pode acabar atenuando os efeitos do vento na produção de serapilheira, pois, no tempo decorrido desde a exposição inicial das bordas, espécies mais resistentes se estabelecem.

Os padrões de produção nas bordas vão depender muito, portanto, de sua configuração particular. Se estas estiverem funcionando mais ou menos como faixas de floresta em estágio inicial de regeneração, abrigando espécies pioneiras porém com menor densidade e cobertura de dossel, poderia-se esperar menor produção de serapilheira do que em áreas em estágio mais avançado (Nascimento 2005 *apud* Portela e Santos, 2007). Pinto *et al.* (2008), estudando florestas em diferentes estágios sucessionais, encontraram uma produção anual de serapilheira maior na floresta madura (8.819 contra 6.310 kg/ha na floresta inicial), mais associada portanto à densidade de indivíduos e à sua biomassa do que à presença de espécies pioneiras. Por outro lado, nas bordas costumam existir também elementos de estágios sucessionais mais tardios, como indivíduos de grande porte – que podem estar sofrendo com estresse hídrico e ventos, aumentando a queda de folhas e galhos. O resultado disto no processo de produção de serapilheira pode acabar se tornando extremamente complexo.

Apesar da ausência de padrões claros relacionados à posição de borda ou de interior, um último aspecto interessante merece ser destacado: a variação da produção entre os meses estudados, mesmo desconsiderando a imensa produção de DB após o incêndio, foi maior nas parcelas de borda do que nas de interior (144,28% e 178,35% para VB e DB, contra 110,11% e 72,89% para VI e DI). Isto pode estar refletindo o frequentemente observado aumento de imprevisibilidade dos processos ecológicos em ambientes fragilizados. Chirol (2009), por exemplo, obteve variabilidade na produção de serapilheira bem maior em bordas de cicatrizes de deslizamento do que na mata conservada.

5.2.2. Estoque de serapilheira e raízes finas

O estoque apresentou grande variabilidade espacial entre os ambientes e também dentro de cada um deles (note os altos valores de desvio-padrão em alguns casos) (Figura 29 e Tabela 7). Verificam-se ainda sensíveis diferenças entre as duas coletas, o que poderia sugerir alguma variabilidade sazonal (já que a segunda coleta foi realizada em época de aumento das chuvas), mas isto poderia também significar apenas que a amostragem precisa ser intensificada. Em relação a alguns aspectos, porém, certas tendências pareceram se configurar.

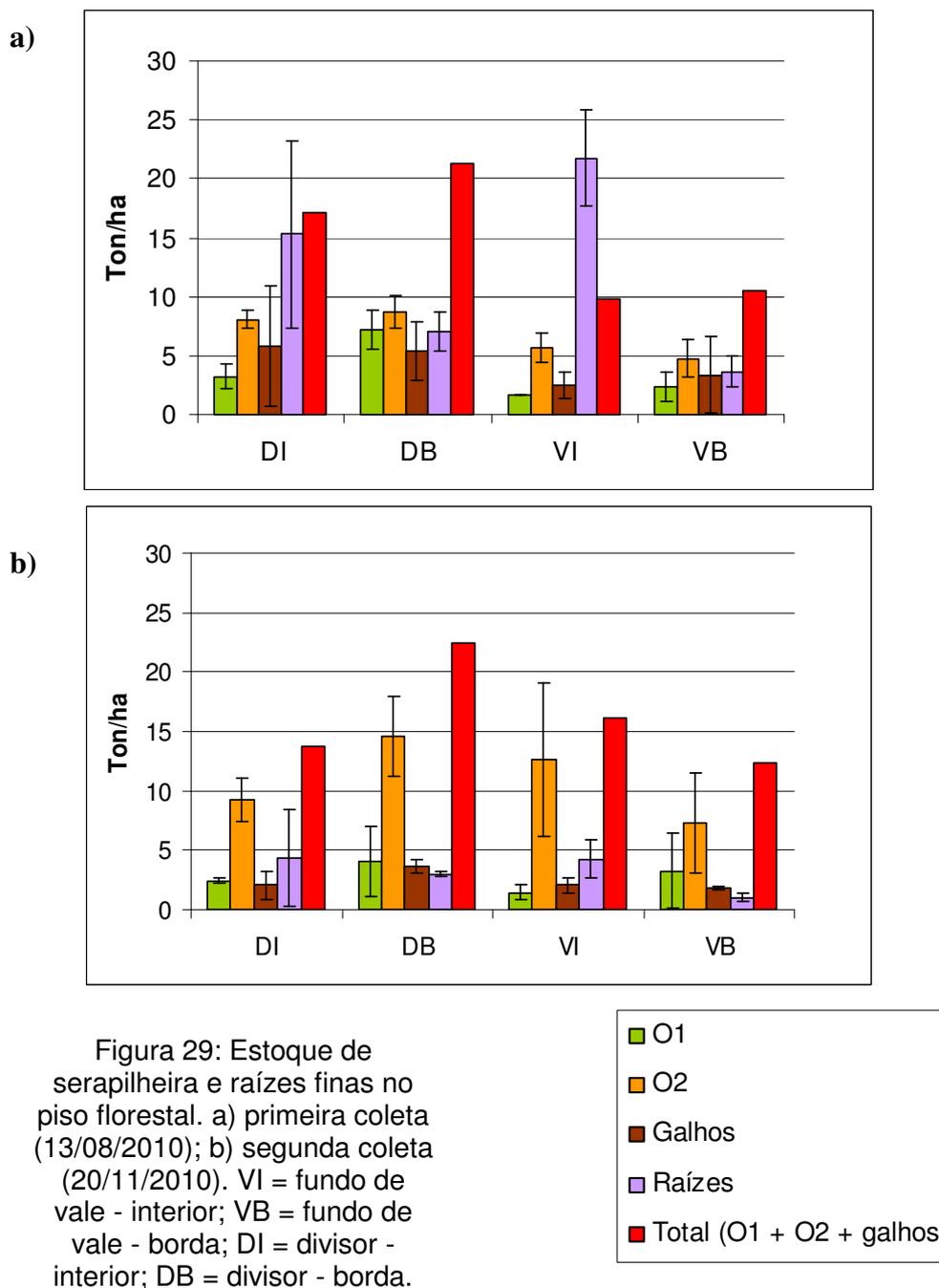


Tabela 7: Médias e desvios-padrão para as duas coletas de estoque.

	Peso (ton/ha)				Total (O ₁ + O ₂ + galhos)
	O ₁	O ₂	Galhos	Raízes	
Coleta 13-08-2010					
DI	3,25 ± 1,07	8,08 ± 0,74	5,77 ± 5,11	15,28 ± 7,95	17,10
DB	7,20 ± 1,61	8,67 ± 1,36	5,42 ± 2,45	7,07 ± 1,61	21,29
VI	1,64 ± 0,02	5,67 ± 1,20	2,45 ± 1,09	21,77 ± 4,14	9,77
VB	2,36 ± 1,26	4,72 ± 1,57	3,36 ± 3,24	3,65 ± 1,34	10,44
Coleta 20-11-2010					
DI	2,40 ± 0,22	9,26 ± 1,88	2,06 ± 1,16	4,39 ± 4,07	13,72
DB	4,10 ± 2,94	14,62 ± 3,34	3,66 ± 0,58	2,99 ± 0,19	22,37
VI	1,43 ± 0,64	12,63 ± 6,43	2,05 ± 0,66	4,23 ± 1,60	16,11
VB	3,28 ± 3,20	7,32 ± 4,21	1,79 ± 0,16	1,02 ± 0,33	12,39
Média das duas coletas					
DI	2,82	8,67	3,91	9,84	15,41
DB	5,65	11,64	4,54	5,03	21,83
VI	1,54	9,15	2,25	13,00	12,94
VB	2,82	6,02	2,57	2,34	11,42

As médias obtidas para o estoque total nos diferentes ambientes encontram-se dentro da ampla gama de resultados observados em outros estudos (alguns serão explicitados adiante). De forma geral, porém, os valores para o divisor foram ligeiramente superiores aos encontrados por Figueiró (2005) para transectos borda-interior em duas áreas de contato floresta-urbano (médias de 11,28 a 14,54 ton/ha).

O maior estoque total (O₁ + O₂ + galhos)⁴ foi obtido para DB em ambas as coletas (21,3 e 22,4 ton/ha). Tal fato certamente se deve, ao menos em parte, ao incêndio que atingiu esta borda em agosto de 2010. No entanto, como o segundo maior valor foi observado para DI (17,1 ton/ha na primeira coleta e 15,4 ton/ha na média das duas coletas), pode-se sugerir que, de forma geral, o divisor (e aqui é importante lembrar que na verdade trata-se da alta encosta, com declividade acentuada) tenha tendência a apresentar maior estoque que o fundo de vale. Os testes “t” realizados confirmaram haver diferença estatisticamente significativa entre divisor e vale para a primeira coleta (t=3,944, GL=10 e p=0,003) e para a média e a soma das duas coletas de estoque (t=2,779, GL=10 e p=0,019) (para a segunda coleta a diferença não foi significativa).

Clevelário Jr. (1988) já havia encontrado uma massa de serapilheira em encostas muito maior (29 ton/ha) do que em áreas planas (6,9 ton/ha), atribuindo isto a uma menor velocidade de decomposição nas primeiras. Xiong e Nilsson (1997) obtiveram de fato uma decomposição de serapilheira bem mais intensa nos fundos de vale, relacionada à maior umidade, e sugeriram que isto traria significativas vantagens para a germinação e o

⁴ Quando as raízes finas encontram-se inseridas em O₂, podem ser consideradas como parte do estoque total. Aqui, porém, muitas vezes permeavam o topo do solo, especialmente no divisor, e, assim, incluí-las na soma do estoque total induziria a erros na interpretação dos resultados.

crescimento de plântulas, pois o impacto físico negativo de grandes volumes de estoque seria amenizado.

Quanto à posição de borda ou de interior florestal o estoque total não evidenciou tendências generalizáveis. Ao contrário do que ocorreu no divisor, no fundo de vale a borda apresentou, na segunda coleta e na média das duas, estoque menor que o interior. Isto provavelmente se relaciona à já discutida menor produção em VB, que, por sua vez, pode se dever à composição florística específica do dossel desta borda, dominado por pau-jacaré.

Outros estudos no maciço da Tijuca encontraram padrões claros de aumento do estoque de serapilheira em bordas florestais. Figueiró (2005), por exemplo, observou valores de cerca de 11,5 e 8 ton/ha para duas áreas de borda e de 9 e 7,3 ton/ha⁵ para os respectivos interiores, relacionando-se diretamente também com o aumento do peso específico foliar, o que foi interpretado pelo autor como uma clara perturbação do sistema. A partir de seus resultados o autor sugeriu que a tendência apontada por Clevelário Jr. (1988), de que os fundos de vale tendem a apresentar menor estoque do que as encostas, só ocorreria se tais áreas não estiverem localizadas em domínios do efeito de borda – o que no entanto não foi corroborado no presente estudo, já que os fundos de vale efetivamente apresentaram menor estoque, tanto no interior quanto na borda.

Chirol (2009), estudando bordas de cicatrizes de deslizamento, encontrou, além do padrão nítido de maior estoque, também uma variabilidade muito maior nas bordas do que no interior florestal: os valores variaram de 6 a 58 ton/ha em diferentes bordas, enquanto na área controle (Mata do Pai Ricardo) foram sempre menores que 10 ton/ha. Neste caso novamente se evidencia o já citado padrão de maior imprevisibilidade dos processos ecológicos em ambientes alterados – o que no entanto não foi observado no presente estudo.

O volume do estoque de serapilheira em uma área depende do balanço entre sua produção e velocidade de decomposição. Um maior acúmulo comparativo poderia ser esperado em posições topográficas mais elevadas e em bordas florestais, supondo-se uma menor umidade nestes ambientes, o que geraria maior produção (por dessecação) e / ou menor velocidade de decomposição (por desfavorecimento da atividade biológica). Uma possível maior exposição a ventos nestes ambientes poderia gerar também aumento da produção. Considerando que neste estudo a maior produção na verdade ocorreu em VI, enquanto o maior estoque foi encontrado no divisor, é possível sugerir que, aparentemente, tanto a maior produção em VI como o aumento de produção em VI e VB a partir da época de chuvas mais intensas teriam sido contrabalanceados por maiores taxas de decomposição no fundo de vale. No entanto, para ser possível chegar a conclusões mais robustas, seria

⁵ Tais valores foram estimados observando-se os gráficos do autor, pois não foram apresentadas tabelas.

necessário aumentar o número de réplicas na amostragem ou realizar diretamente experimentos de taxa de decomposição.

Sabe-se que a resposta do processo de decomposição de serapilheira em bordas florestais é bastante complexa (para maiores detalhes vide revisão bibliográfica, página 9), pois coexistem aí forças antagônicas: enquanto temperaturas mais altas, umidades mais baixas e um solo menos fértil sob um dossel mais aberto de borda podem levar a taxas de decomposição mais lentas (Martius *et al* 2004 *apud* Ostertag *et al.*, 2008; Didham, 1998; Descheemaecker *et al.*, 2009), por outro lado, espécies pioneiras, que costumam possuir alto conteúdo foliar de nutrientes, favoreceriam altas taxas de decomposição (Ostertag *et al.*, 2008; Descheemaecker *et al.*, 2009; Didham, 1998). Alguns autores, no entanto, observaram menor concentração de N, maior razão C:N e menor velocidade de decomposição nas folhas de algumas espécies pioneiras (Vasconcelos e Laurance, 2005; Mesquita *et al.*, 1998, e Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003, *apud* Vasconcelos e Laurance, 2005).

A significativa presença de espécies pioneiras nas bordas florestais torna interessante analisar esses ambientes com um enfoque sucessional, e, neste contexto, vale lembrar a tendência apontada por Margalef (1991) de que, à medida que a sucessão avança, ocorre uma “lentificação” dos processos ecológicos. A interpretação disto no contexto de bordas florestais, porém, é mais complexa do que se poderia supôr. Isto porque as bordas, conquanto possam ser vistas, sob certo ângulo, como faixas de vegetação em estágio sucessional mais inicial, muitas vezes mostram lentificação de certos processos em relação aos interiores florestais. Pode-se sugerir que elas acabem se caracterizando, na verdade, como faixas de florestas degradadas, nas quais coexistem elementos de estágios sucessionais diversos, gerando padrões complexos de funcionamento, particularmente no que diz respeito aos processos de produção e decomposição de serapilheira.

Clevelário Jr. (1988) propôs ainda um modelo alternativo segundo o qual a vegetação seria capaz de controlar o volume de folheto localmente, promovendo seu acúmulo em áreas oligotróficas como forma de reter nutrientes no sistema – o que se daria através da liberação de substâncias inibidoras da decomposição pelas raízes. Sob este ponto de vista, as bordas (ou os divisores, ou quaisquer outros ambientes com relativa escassez de nutrientes) possivelmente apresentariam maior estoque que suas contrapartes, sem, no entanto, isto ter necessariamente uma relação direta com maior produção, pior qualidade da serapilheira ou diminuição da atividade da fauna decompositora. A camada de serapilheira passaria a constituir assim um verdadeiro instrumento funcional do sistema, podendo-se talvez esperar uma relação entre a quantidade de estoque de serapilheira e de raízes finas, o que de fato foi encontrado por Chirol (2009), mas não ocorreu no presente estudo (os valores de R^2 das correlações foram muito baixos).

Em uma análise das diferentes frações do estoque de serapilheira, nota-se que, acompanhando a tendência do estoque total, na primeira coleta há uma maior quantidade de O_1 e O_2 no divisor do que no fundo de vale – o que é bem visível comparando-se DI com VI e DB com VB. Os testes estatísticos indicaram que tais diferenças realmente foram significativas (para O_1 : $H=5,7692$, $GL=1$ e $p=0,0163$; e para O_2 : $t=4,577$, $GL=10$ e $p=0,001$). Na segunda coleta, porém, esta tendência não se confirmou, em parte devido a sensíveis aumentos de estoque no fundo de vale, especialmente em VI (provavelmente relacionados ao aumento da produção). Assim, na média das duas coletas, O_1 se destacou apenas em DB, e O_2 apresentou maiores quantidades em DB e VI. Temporalmente, chamou a atenção o aumento generalizado na quantidade de O_2 (acompanhado pela diminuição de O_1) da primeira para a segunda coleta, possivelmente relacionado ao início da época de maiores chuvas, em que a decomposição tenderia a ser favorecida.

Em relação aos galhos, na primeira coleta as quantidades foram maiores nas duas parcelas de divisor, e na segunda coleta se destacaram apenas em DB – mas não houve diferença estatisticamente significativa. Um maior estoque de galhos no divisor poderia se relacionar a uma maior produção destes – o que no entanto não ocorreu – ou a uma menor velocidade de decomposição nestes ambientes, pressupostamente mais secos (e de fato isto foi corroborado pelas mensurações climáticas, vide seção 5.2.5). O estoque de galhos mostrou ainda uma diminuição generalizada da primeira para a segunda coleta, o que possivelmente se relacionaria a um aumento da velocidade de decomposição por causa da época de maiores chuvas. Porém, parece estranho que o aumento da produção de galhos em VI nesta época não tenha se refletido em maior estoque.

Em termos de valores absolutos, as médias de estoque de galhos no divisor (3,91 e 4,54 ton/ha) foram bem semelhantes às encontradas por Figueiró (2005) para suas duas áreas de estudo: 3,83 e 4,09 ton/ha. O autor considerou estes valores bastante altos em comparação com estudos anteriores e os atribuiu a um grau considerável de degradação da floresta por efeito de borda (especialmente por exposição aos ventos), o que se evidenciou no aumento do estoque de galhos nas parcelas de borda em relação aos interiores florestais (4,79 contra 2,85 ton/ha e 4,74 contra 3,47 ton/ha em suas duas áreas).

Em uma comparação da contribuição percentual das frações do estoque de serapilheira (Figura 30), verifica-se que não foi corroborado aqui o padrão obtido por Clevelário Jr. (1988) em relação a O_1 e O_2 nas diferentes posições topográficas: o autor havia observado que em encostas a serapilheira apresentou essas duas camadas bem diferenciadas, enquanto nas áreas planas O_2 era praticamente ausente na maioria dos casos. No presente estudo, comparando-se DI com VI e DB com VB, os fundos de vale apresentam contribuição ligeiramente maior de O_2 . (exceto por VB e DB na segunda coleta). Contrapondo-se, adicionalmente, os interiores florestais com as bordas, nota-se que os

interiores apresentaram maior contribuição de O_2 que as bordas na primeira coleta (na segunda isto só ocorreu mais claramente entre VI e VB). Esta tendência se assemelha aos resultados de Figueiró (2005), que observou predomínio da camada O_1 em relação à O_2 nas áreas de borda. No presente estudo, O_2 predominou sobre O_1 em todos os ambientes (o que no entanto não se pretende comparar com os resultados de Figueiró, pois pode se dever também a diferenças na metodologia de coleta e triagem).

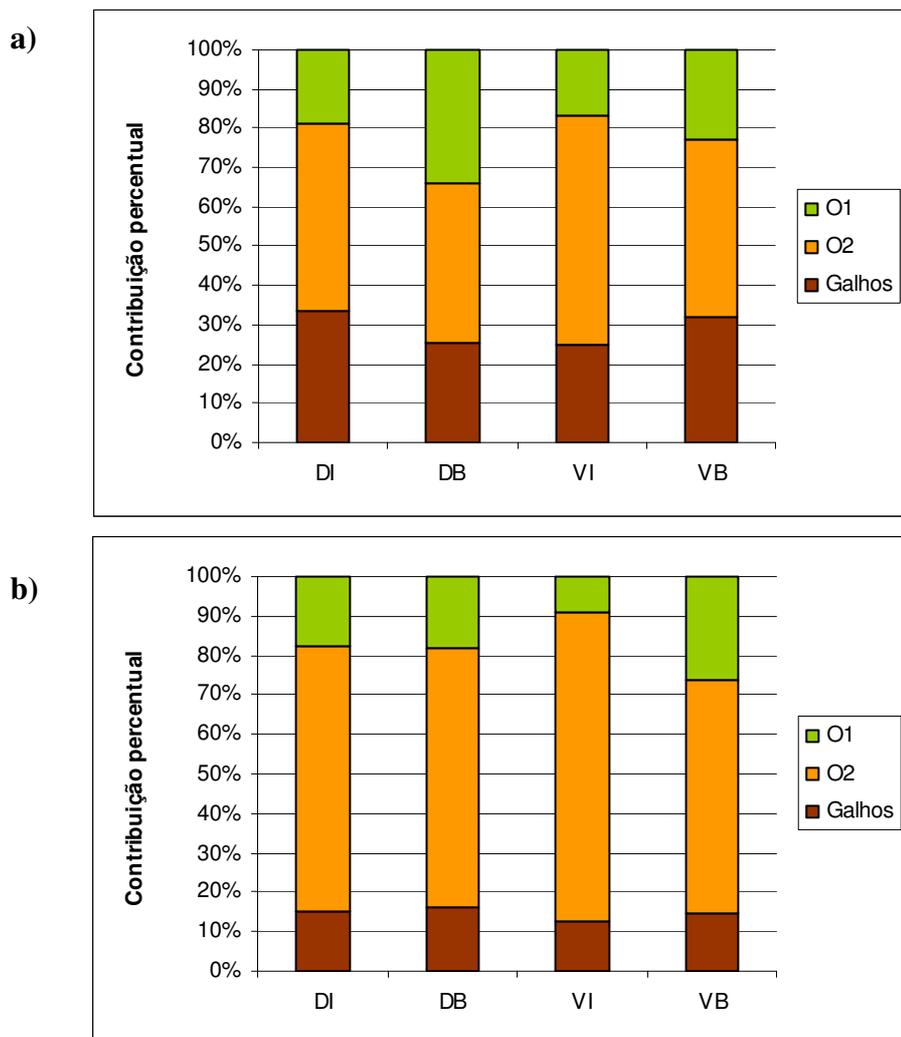


Figura 30: Contribuição percentual de O_1 , O_2 e galhos no estoque de serapilheira. a) Primeira coleta (13/08/2010) e b) Segunda coleta (20/11/2010).

Como esperado, a fração foliar ($O_1 + O_2$) foi sempre mais representativa que a de galhos, com médias de 70,41 e 71,35% para o divisor e o fundo de vale na primeira coleta e de 84,32 e 86,43% na segunda coleta. Cabe ressaltar que esta maior participação das folhas na segunda coleta não se deve a um aumento em suas quantidades absolutas, mas sim à diminuição da quantidade de galhos. Os valores percentuais encontrados são semelhantes aos de muitos estudos anteriores em florestas tropicais (de acordo com a

revisão realizada por Figueiró, 2005). Para diversos estudos nos maciços da Tijuca e da Pedra Branca, porém, a contribuição das frações foliares foi sensivelmente menor, mas é preciso considerar que a triagem realizada possa ter sido bastante diferente, como foi o caso de Figueiró, que separou seis frações ao invés de três.

Para a fração galhos, os percentuais encontrados variaram de 12,72% em VI (na segunda coleta) a 33,73% em DI (na primeira coleta). Estudos anteriores (*apud* Figueiró *op. cit.*) obtiveram valores de até 73,2%, mas a maior parte observou percentuais entre 20 e 40%, semelhantes aos do presente estudo. Quanto à posição topográfica ou à posição em relação à borda, não se evidenciaram padrões claros. Em estudo que abordou a diferença de posição topográfica, Macedo e Oliveira (2003, *apud* Figueiró, 2005) observaram leve aumento do percentual de galhos no fundo de vale em comparação com o divisor.

As raízes finas apresentaram, em ambas as coletas (mais acentuadamente na primeira), maiores quantidades nos interiores florestais do que nas bordas – diferença que foi estatisticamente significativa apenas para a primeira coleta ($H=8,3077$, $GL=1$ e $p=0,0039$). Segundo Freire Allemão (1997) e Nunes *et al.* (1991 *apud* Corrêa, 2004, e Jansen, 2001), os padrões de enraizamento em encostas florestadas variam em função das espécies arbóreas, das características do substrato, da disponibilidade de água e nutrientes – basicamente por diferenças de posição e geometria da encosta –, do declive e do tipo de material de embasamento – presença de blocos, espessura do manto de alteração *etc.* Neste estudo, as declividades são semelhantes entre as parcelas de borda e de interior em cada posição topográfica, assim como o são as características básicas do solo. Desta forma, o padrão de maior quantidade de raízes finas nos interiores florestais parece ser consistente, possivelmente se relacionando a diferenças florísticas entre as áreas.

De acordo com Clevelário Jr. (1988), a malha de raízes finas funciona como uma ativa superfície de troca iônica, impedindo que os nutrientes sejam lixiviados. Assim, a maior quantidade de raízes finas nos interiores florestais poderia indicar um melhor estado de conservação do sistema, que perderia menos nutrientes. Porém, existem diversos outros mecanismos de retenção de nutrientes que poderiam compensar isto nas bordas. Dentre eles podem-se citar: translocação de nutrientes das folhas para os galhos antes da queda, aumento da esclerofilia, do teor de produtos secundários, do tempo de vida das folhas (que levaria à menor produção de serapilheira) e do recobrimento destas com resinas e graxas (Clevelário Jr., 1988).

Outro fator que não deve ser ignorado como possível explicação para a distribuição diferenciada de raízes é a vulnerabilidade das bordas florestais aos incêndios recorrentes (especialmente a borda no divisor, devido à menor umidade). Corrêa (2004), em estudo na bacia do Trapicheiros, maciço da Tijuca, relatou que o recobrimento de raízes diminuiu de cerca de 25% na área controle para cerca de 7% na área queimada nos primeiros 20 cm do

solo. O comprimento das raízes também diminuiu de cerca de 75 m/m² para aproximadamente 35 m/m², e apareceu ainda um significativo percentual de raízes mortas nessas áreas incendiadas (em torno de 35% ao todo, aumentando com a profundidade – fato atribuído pelo autor à morte de indivíduos arbóreos maiores, que possuem sistema radicular mais profundo).

Quanto à diferença de posição topográfica, a distribuição de raízes finas não demonstrou padrões quantitativos, mas, qualitativamente, foi observado o oposto ao descrito anteriormente por Clevelário Jr. (1988): o autor encontrou que nas encostas havia uma malha densa de raízes na camada O₂, enquanto o desenvolvimento das raízes dentro do solo era pouco expressivo; áreas planas, por outro lado, apresentaram uma malha de raízes finas em O₂ pouco desenvolvida ou ausente, mas havia uma rede de raízes finas nos primeiros centímetros do solo (em geral até 10 ou 15 cm de profundidade). Neste estudo a malha de raízes finas em O₂ mostrou-se mais desenvolvida, de forma geral, no fundo de vale, e as raízes finas do solo, mais abundantes na alta encosta.

5.2.3. Vegetação

5.2.3.1. Composição florística

No total foram marcados 598 indivíduos de espécies arbustivas e arbóreas no estrato de sub-bosque e 162 no estrato adulto. É importante lembrar que a amostragem de sub-bosque compreendeu apenas metade da área da amostragem de adultos. Até o momento apenas os indivíduos de sub-bosque foram identificados, tendo sido encontradas cerca de 35 famílias botânicas e aproximadamente 100 gêneros. Este número, no entanto, é ainda bastante impreciso, podendo estar subestimado ou superestimado, visto que a identificação sem material reprodutivo (a maioria dos casos) é pouco confiável. Muita redundância foi gerada a princípio, pois, na dúvida sobre sua classificação, cada indivíduo recebeu um número novo de indeterminação (i.e. “sp.1”, “sp.2”, “sp. 3” etc). Desta forma, além da quantidade de famílias e gêneros supracitados, existem ainda cerca de 50 “sps” indeterminados – número que provavelmente seria reduzido com o avanço das identificações. Apesar das imprecisões e indeterminações, é possível perceber claras diferenças na composição florística das quatro áreas estudadas.

Em VI (vale-interior), o sub-bosque é dominado principalmente por uma espécie de rubiácea (39 indivíduos, gênero não identificado), duas de bignoniácea (23 indivíduos, maioria do gênero *Tabebuia*) e duas de piperácea (22 indivíduos, maioria representante de *Piper* sp. 1), perfazendo 52,8% dos indivíduos marcados. Segundo Neves e Peixoto (2008), que estudaram a composição florística de fragmentos florestais de diferentes idades, a

família Rubiaceae seria típica do estrato de sub-bosque e de etapas relativamente mais tardias de sucessão (florestas de 40 anos). Destacam-se também, em VI, 14 espécimes de meliáceas (5 espécies, com predominância do gênero *Guarea* sp.) e 13 de sapindáceas. Chama atenção ainda a grande quantidade de herbáceas no piso florestal, dentre elas muitas pteridófitas (samambaias) e aráceas (ambos grupos típicos de locais úmidos), além da presença de uma espécie rara (*Dorstenia hirta*, Moraceae) e de um indivíduo de *Euterpe edulis* (palmito, secundária tardia de sub-bosque segundo Neves e Peixoto 2008), indicativos de uma relativa boa preservação da área.

Em VB (vale-borda) dominam principalmente as piperáceas (21 indivíduos de *Piper arborium*, nove de *Piper* sp. 1 e três de *Piper* sp. 3), mas destacam-se também três espécies abundantes de melastomatáceas (15 indivíduos), quatro de malváceas (11 indivíduos), uma de verbenácea (8 indivíduos) e uma de euforbiácea (7 indivíduos). A espécie *Piptadenia gonoacantha* (Leguminosae Mimosoidae), também presente em VI, torna-se aqui mais frequente (7 indivíduos), e a representatividade destas em conjunto compreende 48,9% dos indivíduos marcados no sub-bosque de VB. Chama a atenção também a presença de um representante de *Cecropia glaziovii* e três de *Trema micranta*, espécies pioneiras sabidamente colonizadoras de áreas em início de sucessão (Pinheiro, 2007; Penna Firme e Oliveira, 2010) – assim como o são muitas melastomatáceas, verbenáceas e euforbiáceas (mas não confirmadamente as espécies aqui encontradas). Embora não tenha sido possível ainda realizar as identificações do estrato arbóreo em laboratório, identificações preliminares de campo indicam que o dossel de VB é bastante dominado por grandes indivíduos de *P. gonoacantha* (também conhecida como “pau-jacaré”) e, secundariamente, por indivíduos menores de “para-raio”. Assim, mesmo não sendo possível comparar robustamente o número de espécies nos sub-bosques de VI e VB, o dossel de VB claramente apresenta riqueza bem mais baixa.

É importante ressaltar que a dominância pelo pau-jacaré não necessariamente se deve ao ambiente de borda, pois esta é uma espécie que com frequência forma adensamentos, independentemente de onde se estabeleça. No entanto, é fato conhecido que tal espécie tende a ser favorecida pelo ambiente de borda, já que possui comportamento heliófilo. Além disso, é preciso considerar que a borda provavelmente restringe bastante as possibilidades de sobrevivência e crescimento de outras espécies de dossel que poderiam competir com o pau-jacaré. No caso da área investigada no presente estudo, porém, não se sabe ao certo até que ponto esta restrição se relaciona mais ao clima da borda (menor umidade e maior temperatura que no interior) ou à invasão por gramíneas.

No divisor, o sub-bosque de DI (interior florestal) se encontra bastante dominado por *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae). São 53 indivíduos, ou 36,5% do total. Destacam-se também as mirtáceas (três espécies, 17 indivíduos) e uma morfoespécie ainda

não identificada (sp. 24, com 11 indivíduos). Estas cinco (morfo)espécies, sendo três de mirtáceas, representam 55,8% do total. Observa-se ainda que o dossel de DI parece ser formado em boa parte por grandes indivíduos de uma mesma laurácea (*Ocotea* sp.), embora não tenham sido observadas muitas plântulas desta espécie. É notável também, tanto em DI quanto em DB, a presença de vários iris (*Astrocaruym aculeatissimum*), espécie de palmeira que, embora classificada como pioneira por Neves e Peixoto (2008), foi encontrada abundantemente no sub-bosque bastante sombreado.

Em DB (divisor-borda), a dominância no sub-bosque é de *Machaerium* cf. *incorruptibile* (Leguminosae Mimosoidae, 31 indivíduos), e neste caso não há como deixar de notar a semelhança com a dominância do pau-jacaré (*P. gonoacantha*) no dossel de VB. Ambas são consideradas espécies exigentes de luz, embora haja pequenas controvérsias quanto a seus grupos funcionais exatos: *P. gonoacantha* já foi classificada como espécie pioneira (Davide & Faria, 1997; Nave *et al.*, 1997; Rondon Neto *et al.*, 1999, *apud* Carvalho, 2004), clímax exigente de luz (Werneck, Franceschinelli e Tameirão-Neto, 2000) e secundária inicial (Leite e Takaki, 1994, *apud* Carvalho, 2004). Independentemente da classificação exata, Pinheiro (2007) sugere que *P. gonoacantha* tem preferência por ambientes menos avançados em temos sucessionais como as bordas de fragmentos florestais. Já *M. incorruptibile*, segundo Werneck, Franceschinelli e Tameirão-Neto (2000), se encaixaria no grupo sucessional "clímax exigente de luz".

Em DB há ainda 18 espécimes representantes de outras leguminosas, dentre as quais *Swartzia simplex*, *Inga edulis* e *Centrolobium* sp.. As anacardiáceas são também bastante presentes (17 indivíduos de *Astronium graveolens* Jacq. e *Tapirira guianensis* Aubl.), e destaca-se muito uma morfo-espécie com problemas de identificação – pois diferentes indivíduos já foram determinados como *Cupania* sp. (Sapindaceae), *Faramea* sp. (Rubiaceae) e *Aegyphylla* sp. (Verbenaceae). Esta morfo-espécie possui 28 indivíduos e ocupa grande área em DB, pois trata-se de um arbusto extremamente ramificado – o principal responsável pelo tamponamento da borda (Figura 31, mais adiante). As (morfo) espécies citadas perfazem 51,1% do total em DB.

Embora a riqueza (número de espécies) não possa ainda ser avaliada, vale citar, apenas a título de listagem, que: em VI foram encontradas em torno de 29 espécies / morfo-espécies, além de 12 indeterminadas; em VB, 32 espécies / morfo-espécies + 8 indeterminadas; em DI, 24 espécies / morfo-espécies + 23 indeterminadas; e em DB, 38 espécies / morfo-espécies + cerca de 30 indeterminadas. Assim, aparentemente DB possuiria riqueza ligeiramente maior, provavelmente relacionada, porém, à existência de muitas indeterminações e impossibilidades de conferência em virtude do incêndio ocorrido.

É conhecido o padrão de que as bordas florestais apresentem, em alguns casos, maior diversidade que os interiores (Begon, 2006), devido à alta disponibilidade de luz que

favorece rápido crescimento. Segundo Murcia (1995), porém, os efeitos de borda atuam diferentemente sobre espécies e guildas distintas, tanto qualitativamente (tipo de efeito) quanto quantitativamente (intensidade). Assim, suas respostas são idiossincráticas. De forma geral, pode-se dizer que nas bordas as chamadas espécies pioneiras são favorecidas, enquanto para as chamadas espécies climáticas este ambiente tende a se tornar estressante (mas é claro que existem muitas gradações). Para diferentes estratos florestais as respostas à formação de uma borda podem também ser diferentes: Gonzalez, Deconchat e Balent (2009), por exemplo, em estudo na França, encontraram que, enquanto a composição florística do estrato arbóreo estava correlacionada principalmente com a distância da borda mais próxima, para os estratos herbáceo e arbustivo ela se relacionava mais com outras condições ambientais, como pH do solo e orientação da vertente.

É interessante lembrar que, se por um lado as condições ambientais determinam as espécies presentes em um dado local, por outro lado tais espécies ou grupos de espécies que se estabelecem podem vir a ter fortes efeitos nas características físico-químicas do solo deste mesmo local, gerando mecanismos de *feedback* que, a médio e longo-prazo, originam caminhos específicos de sucessão ecológica. Segundo Van Breemen e Finzi (1998), em revisão com base em estudos de caso, diferentes espécies podem, por exemplo, acarretar aumento ou diminuição da disponibilidade de formas de nitrogênio, gerar ilhas de fertilidade e determinar o tipo de formação de húmus, dentre outras coisas. Assim, comunidades vegetais distintas podem alterar significativamente o próprio ambiente, possivelmente com importantes implicações para a sucessão em curso.

Embora apenas qualitativamente, evidenciou-se aqui uma clara diferenciação florística tanto entre bordas e interiores florestais quanto entre posições topográficas. Ambos os padrões são conhecidos e bem documentados na literatura (vide páginas 11 e 19). Em relação à topografia, tais diferenças são naturais e se devem à própria história evolutiva das espécies em função do relevo terrestre. Já em relação às bordas, cuja origem é antrópica, pode-se dizer que a fragmentação florestal tem efeitos ainda desconhecidos na evolução da paisagem, na medida em que a estabilidade e a capacidade de regeneração dessas bordas depende de fatores não totalmente compreendidos. Bordas de floresta abrigam tanto espécies pioneiras quanto tardias, e estas últimas teoricamente poderiam gradualmente substituir as primeiras, levando à recuperação de estágios sucessionais mais avançados e à expansão da floresta sobre o ecossistema adjacente. No entanto, sabe-se que nem sempre isto ocorre, pois a capacidade de regeneração da borda florestal varia enormemente em função da severidade da matriz. No caso das bordas aqui estudadas, ficam evidentes fortes restrições à progressão da sucessão ecológica: no fundo de vale, a invasão por gramíneas, e, no divisor, os incêndios recorrentes.

5.2.3.2. Estrutura da vegetação

Ressalta-se, já de início, que os resultados obtidos para a estrutura da vegetação não pretendem ser atribuídos, a princípio, à diferença de posição topográfica, já que as florestas de divisor e fundo de vale estão em estágios sucessionais diferentes: sabe-se, através de fotografias aéreas, que, na década de 1970, a área de vale já abrigou gramíneas e plantações, enquanto a floresta de divisor permaneceu relativamente inalterada. Em poucas décadas, este histórico de uso certamente exerceu maior influência na estrutura florestal que os fatores topográficos, pois as respostas da vegetação às alterações nos processos ecossistêmicos se dão a médio e longo prazo. Assim, o levantamento estrutural da vegetação teve como objetivo uma caracterização geral dos diferentes ambientes, buscando a visualização de possíveis tendências ou correlações com outros parâmetros. É importante lembrar também que as comparações feitas com outros estudos são limitadas, pois os critérios de inclusão utilizados podem ser bem diferentes. Neste estudo, o PAP mínimo foi de 10 cm e a altura mínima, de 3 m; já nos estudos de Zaú (1994), Corrêa (2004) e Jansen (2001), por exemplo, o PAP mínimo foi de 8 cm e a altura mínima, de 2 m para os dois primeiros autores e de 1,3 m para o terceiro. Desta forma, o presente estudo excluiu indivíduos menores, considerados na maioria dos outros estudos. O objetivo principal, no entanto, era a comparação entre as quatro áreas estudadas.

No sub-bosque (altura entre 30 cm e 3 m e PAP < 10 cm), apenas a densidade de indivíduos foi levantada, mostrando-se relativamente equilibrada nos diferentes ambientes: foram encontrados 157 indivíduos (1,57 ind/m² ou 15.700 ind/ha) em VI, 134 (1,34 ind/m² ou 13.400 ind/ha) em VB, 129 (1,29 /m² ou 12.900 ind/ha) em DI e 178 (1,78 /m² ou 17.800 ind/ha) em DB. Se, por um lado, estes números sozinhos não significam muita coisa, por outro as observações de campo permitem sugerir que, no divisor, a maior densidade em DB está refletindo o conhecido padrão de alto recrutamento em ambientes de borda (principalmente de espécies pioneiras e secundárias heliófilas), enquanto, no fundo de vale, a menor densidade em VB poderia relacionar-se à já citada invasão da borda por gramíneas, que dificulta o recrutamento de outras espécies.

Os dados obtidos para o estrato adulto (altura > 3 m e PAP > 10 cm) estão sintetizados na Tabela 8. Em relação à posição de borda, a densidade de indivíduos mostrou uma pequena diferença apenas no fundo de vale, tendo sido ligeiramente maior em VB. Muitos autores já relataram aumento de densidade nas bordas, como por exemplo Figueiró (2005), que observou densidades de 4.350 ind/ha na borda contra 3.050 ind/ha no interior. Entre o divisor e o fundo de vale, as densidades foram bastante distintas: enquanto no primeiro foram encontrados 2.550 e 2.600 ind/ha para DI e DB, no fundo de vale foram apenas 1.300 e 1.650 ind/ha para VI e VB (praticamente a metade). Embora este resultado

pareça ser contraditório com o estágio de sucessão mais inicial da floresta de fundo de vale (pois florestas iniciais costumam exibir maiores densidades), é preciso lembrar que existe também uma tendência de que a densidade de troncos seja maior em encostas do que em áreas mais planas, como observado por Clark e Clark (2000). Por outro lado, de acordo com os autores, estas áreas planas (representadas em seu estudo por terraços aluviais, divisores, bases de encosta e zonas ripárias) costumam abrigar as maiores árvores – o que não foi observado no presente estudo, neste caso possivelmente devido à diferença de estágio sucessional.

Tabela 8: Síntese dos parâmetros estruturais do estrato adulto. Dens=densidade de indivíduos; TB=troncos bifurcados (à altura do peito); Ab=área basal; H=altura (média e máxima); DAP=Diâmetro à altura do peito (médio e máximo); e CV=Coefficiente de variação.

Parcela	Dens (ind/ha)	TB (%)	Ab (m ² /ha)	H méd	CV (%) H	H máx	DAP méd (cm)	CV (%) DAP	DAP máx (cm)
VI	1300	26,9	14,48	7,1	42,7	15	10,5	55,4	26,4
VB	1650	42,4	32,86	7,9	52,1	15	13,1	69,7	38,8
DI	2550	23,5	93,59	7,3	43,3	16	12,3	81,2	115
DB	2600	7,7	58,19	7,4	41,7	18	13,2	145,4	59,2

De acordo com uma comparação dos dados de 18 estudos anteriores no maciço da Tijuca e adjacências realizada por Figueiró (2005), nota-se que os valores encontrados para as densidades de indivíduos no divisor estão dentro da faixa normalmente relatada para florestas conservadas, mas os valores obtidos para o fundo de vale são bem baixos (na revisão do autor, só se assemelham aos de três outros estudos). Densidades baixas podem, por vezes, estar relacionadas também ao estado de conservação de uma área. Zaú (1994), por exemplo, encontrou uma grande diminuição na densidade média da mata alterada em relação à conservada. No presente estudo, porém, não há motivos para supôr que a baixa densidade no fundo de vale se relacione a isto.

Outro parâmetro que por vezes é utilizado como indicador de degradação – pois em florestas conservadas tende a zero, como encontrado por Chirol (2009) – é o percentual de árvores com troncos múltiplos, que evidenciou aqui bastante variabilidade: os valores encontrados foram de 26,9% para VI, 42,4% para VB, 23,5% para DI e 7,7% para DB. No fundo de vale, o maior percentual na borda está de acordo com o esperado. Figueiró (2005), similarmente, obteve aumento de 6,58 e 5,03% dos interiores florestais para 8,5 e 15,43% nas respectivas bordas – o que atribuiu a uma maior dinâmica sucessional nestas últimas, impelindo o sistema a altas taxas de rebrotamento. Já no divisor, embora o percentual encontrado para DI seja comparável ao de VI, e até um pouco mais baixo – o que seria também esperado considerando o estágio sucessional mais avançado desta floresta –, o valor bem mais baixo em DB surpreende bastante. As observações qualitativas de campo,

no entanto, permitem sugerir que o efeito de borda na estrutura da vegetação no divisor fica, até certo ponto, como que “tamponado” pela grande densidade de arbustos extremamente ramificados que colonizam a borda mais imediata – e tais arbustos não possuíam PAP > 10 cm para serem considerados nas investigações de estrutura do estrato adulto (Figura 31).



Figura 31: Tronco muito bifurcado de um arbusto rastejante na borda do divisor.

Os valores de área basal encontrados foram extremamente distintos entre as áreas, mostrando-se bem maiores no divisor (93,59 e 58,19 m²/ha para DI e DB) do que no fundo de vale (32,86 e 14,48 m²/ha para VB e VI). Assim como para a densidade de indivíduos, e embora isto também se deva em parte ao estágio sucessional mais inicial no fundo de vale, tal padrão não deixa de corroborar as observações de Clark e Clark (2000), de que a área basal tende a ser maior em encostas do que em áreas planas. Jansen (2001) encontrou, em área de floresta conservada no maciço da Tijuca, um valor intermediário em relação aos obtidos neste estudo (55,5 m²/ha), e considerou-o alto. Em sua comparação entre diversos estudos anteriores, Figueiró (2005) observou valores variando de 16,7 a 97,3 m²/ha, sendo que este último foi um valor isolado encontrado por GEOHECO/SMAC (2000) na Mata do Pai Ricardo. A maioria dos valores situava-se entre cerca de 36 e 68 m²/ha. Assim, a área basal encontrada para DI pode ser considerada extremamente alta, indicando que trata-se de fato de um remanescente de floresta climácica, a despeito dos indícios de alteração antrópica. Porém, este valor foi muito influenciado por um grande indivíduo de DAP=115cm.

Em relação ao efeito de borda, o divisor evidenciou o padrão esperado (de maior área basal no interior), mas o fundo de vale não. Figueiró (2005), estudando contatos de floresta com ocupação urbana, observou que a área basal diferiu bastante de acordo com a distância da borda: em uma das suas áreas de estudo, aumentou de 39,41 para 44,19 m²/ha em direção ao interior, e, na outra, de 45,22 para 62,73 m²/ha. Zaú (1994) obteve valores de área basal ainda mais discrepantes entre uma floresta conservada e outra alterada (67,8 m²/ha e 23,1 m²/ha, respectivamente). O baixíssimo valor de área basal de VI, portanto,

surpreende bastante, mas provavelmente se relaciona ao estágio inicial desta floresta, que se regenera há poucas décadas dos usos antrópicos anteriores (e ainda hoje existem ali bananais). O valor mais elevado de área basal para VB certamente se deve ao adensamento de pau-jacaré, espécie heliófila de crescimento relativamente rápido.

A distribuição de frequência de indivíduos por altura evidenciou que, quando se consideram classes estreitas de 2 em 2 metros, o divisor e o fundo de vale apresentam curvas um pouco diferentes (Figura 32a), pois no primeiro predominam alturas ligeiramente maiores que no segundo. No entanto, quando o número de classes é reduzido para permitir uma análise mais geral e uma comparação com outros estudos, observa-se que em todos os ambientes predominaram indivíduos da classe de 5 a 10 m (59,2% do total) (Figura 32b), sendo que este padrão foi menos acentuado apenas para VB, onde esta classe representa 36,4%. Para VI, DI e DB os percentuais foram de 65,4%, 64,7% e 65,4%, respectivamente. Jansen (2001) e Corrêa (2004) encontraram também maior concentração de indivíduos nesta classe (43% e 44,2%) para áreas de floresta conservada no maciço da Tijuca. Corrêa (2004), adicionalmente, encontrou que quase 80% dos indivíduos eram menores que 10 m, e 35% mediam entre 2 e 5 m. Neste estudo, similarmente (e apesar da exclusão de plantas menores por causa dos critérios definidos), foram 78,8% de indivíduos menores que 10 m e 26,6% entre 3 e 5 m.

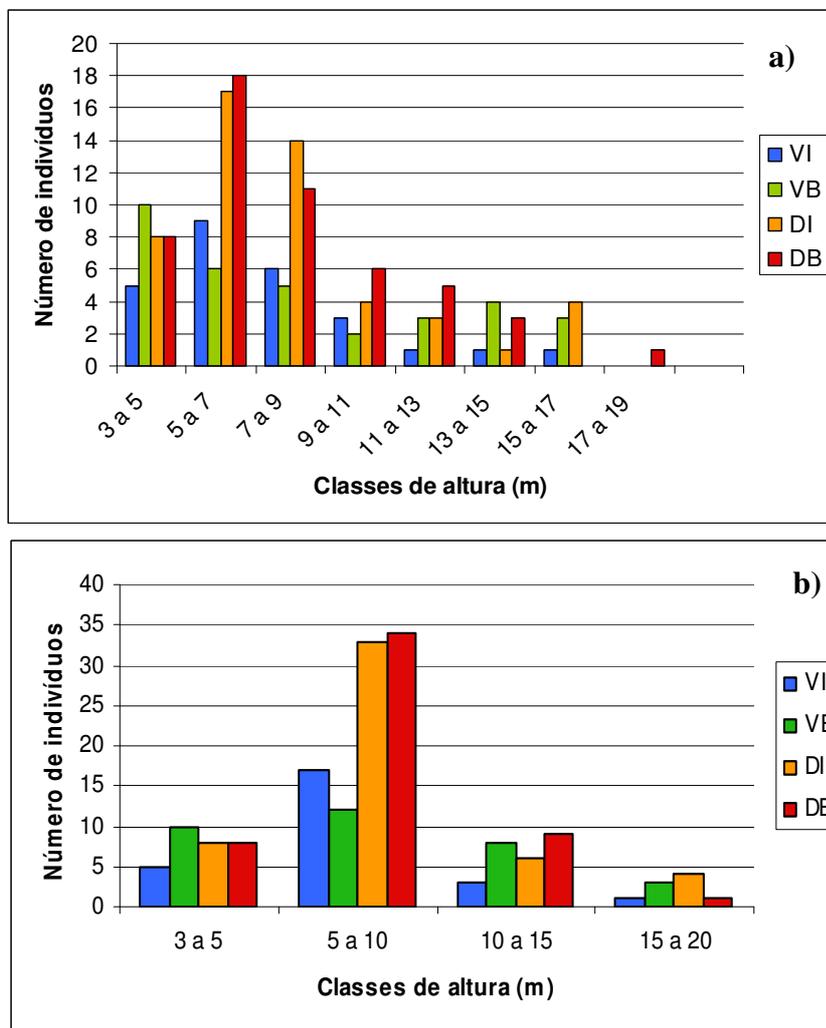


Figura 32: Distribuição dos indivíduos segundo classes de altura. a) Classes mais estreitas; b) Classes condensadas utilizadas por estudos anteriores. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda.

A altura média obtida foi bastante semelhante à de muitos outros trabalhos: encontraram-se valores de 7,1 m para VI, 7,9 m para VB, 7,3 m para DI e 7,4 m para DB (com respectivos coeficientes de variação de 42,7%, 52,1%, 43,3% e 41,7%); Corrêa (2004) e Zaú (1994) obtiveram médias de 7,5 m e, 7,3 m; e valores entre 7 e 11 m foram relatados na comparação feita por Figueiró (2005), sendo que na maioria dos estudos a média não excedia 8,8 m. As alturas máximas encontradas para cada área, no entanto, merecem maior atenção: neste estudo houve apenas um indivíduo de cerca de 18 m em DB, e em seguida alguns indivíduos de 13-16 m nos demais ambientes, mais abundantemente em DI. Tais valores são baixos se comparados com outros relativos a trechos de florestas conservadas no maciço da Tijuca: já foram relatados indivíduos de até 20, 30 e 35 m por Jansen (2001), Corrêa (2004) e Zaú (1994); e de até 45 m em alguns estudos da comparação de Figueiró (2005). Já para uma mata alterada, Zaú (1994), por exemplo, encontrou altura máxima de 17 m, mais semelhante à floresta de divisor investigada no presente estudo. Embora sejam de fato esperadas árvores menores em posições topográficas mais elevadas (Clevelário Jr., 1988; Herwitz e Young, 1994; Bellingham e Tanner, 2000; Robert e Moravie, 2003; Lima e Moura, 2006), é importante ressaltar que a floresta de divisor em questão, por se tratar de um fragmento estreito que já sofre há décadas com pressões antrópicas, pode de fato estar sofrendo rebaixamento do dossel a partir do efeito de borda – note a estrutura da vegetação se modificando da borda para o interior florestal na Figura 3.

Em relação aos valores de DAP, se utilizarmos classes semelhantes às de Corrêa (2004) para fins de comparação, a distribuição neste estudo mostra-se bastante diferente. O autor encontrou grande concentração (mais de 50% das árvores) na classe de 2,5 a 5 cm – semelhante a Zaú (1994), com 52%. Aqui, apenas para DI há uma maior concentração na menor classe, de 3 a 5 cm (33,3%, seguida por 25,5% na classe de 5 a 7,5 cm); para DB a maior concentração se dá nas classes de 5 a 7,5 cm e 7,5 a 10 cm (26,9 e 25%); para VB na classe de 5 a 7,5 cm (33,3%); e, para VI, nas classes de 7,5 a 10 cm (23,1%) e 15 a 20 cm (23,1%). A distribuição no presente estudo mostrou-se portanto menos concentrada, mas há que se considerar os diferentes critérios de inclusão utilizados. Apenas para DI foi observada presença de indivíduos em todas as classes de DAP, o que segundo Zaú (2004) e Jansen (2001) indica uma floresta relativamente preservada.

Para obter uma visualização mais geral, no presente estudo optou-se por condensar algumas classes de DAP. Observa-se que a distribuição de frequências foi, como esperado, em forma de “J invertido”, com a classe de menor diâmetro (0 a 10 cm) predominando para todos os ambientes (Figura 33a). O divisor, porém, apresentou curvas mais acentuadas tanto para o interior quanto para a borda, ou seja, maior concentração de indivíduos na menor classe de DAP. De fato, percentualmente, os ambientes no fundo de vale mostraram contribuição sensivelmente maior de indivíduos na segunda classe (10 a 20 cm) em

comparação com o divisor (38,5 e 30,3% para VI e VB, contra 13,7 e 23,1% para DI e DB), (Figura 33b). Além disso, é interessante notar a ausência de indivíduos maiores no fundo de vale.

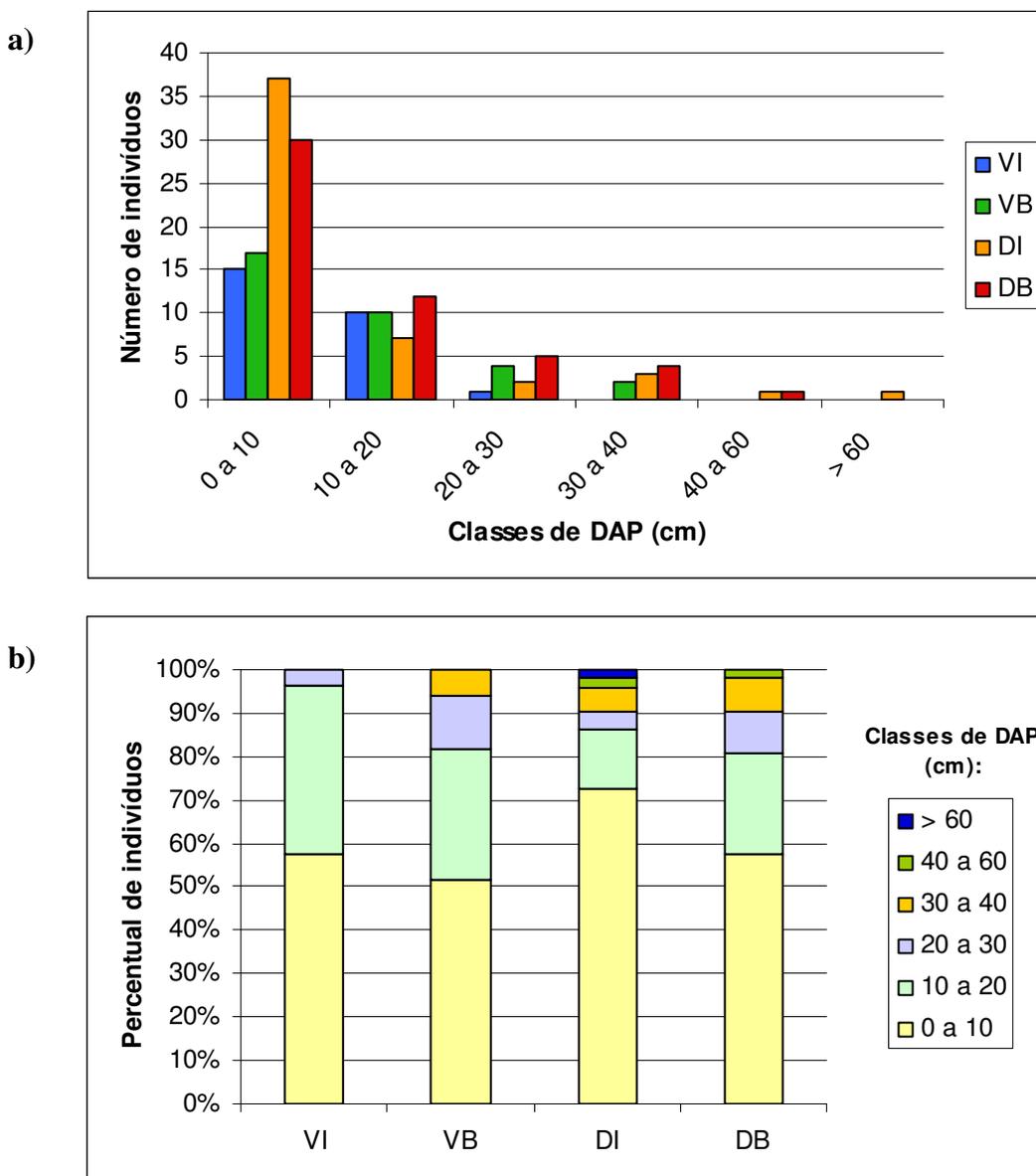


Figura 33: Distribuição dos indivíduos por classes de DAP: a) valores absolutos; b) valores percentuais.

O DAP médio encontrado foi semelhante entre os ambientes: 10,5 cm para VI; 13,1 cm para VB; 12,3 cm para DI; e 13,2 cm para DB. Porém, os coeficientes de variação mais altos para o divisor indicam seu estágio sucessional mais avançado (145,4% e 81,2% para DB e DI, contra 55,4% e 69,7% para VI e VB). Os valores observados estão dentro da faixa relatada na literatura: segundo revisão de Figueiró (2005) estudos anteriores obtiveram DAP médio variando de 7,5 a 13,1 cm. Zaú (1994) e Corrêa (2004) encontraram valores mais

baixos que os do presente estudo para florestas conservadas (9,1 cm e 8,6 cm), o que no entanto provavelmente se deve à inclusão de indivíduos menores. Para uma mata alterada, Zaú (1994) encontrou valor ainda mais baixo, de 6,9 cm, indicando grande densidade de árvores e arbustos de pequeno porte e possivelmente denunciando também a perda de indivíduos de grande porte com a degradação da floresta.

O diâmetro máximo observado foi de 26,4 cm para VI, 38,8 cm para VB, 59,2 cm para DB e 115 cm para DI. Segundo Jansen (2001), árvores com diâmetro superior a 40 cm não são encontradas em florestas jovens (e assim a floresta de fundo de vale do presente estudo se classificaria de fato, portanto, como jovem). Corrêa (2004), porém, obteve DAP máximo de 40,9 cm para uma floresta considerada conservada. Já a revisão de Figueiró (2005) para estudos anteriores evidencia valores máximos de DAP variando entre 51,8 e 165 cm. Os valores encontrados para o fundo de vale no presente estudo, portanto, são considerados bastante baixos, típicos de florestas jovens (ou degradadas). Zaú (1994), por exemplo, obteve grande diferença entre os DAPs máximos para uma mata conservada (106,6 cm) e outra alterada (35 cm).

Em uma regressão DAP x altura, nota-se que DB e DI apresentaram curvas menos acentuadas que VB e VI. Isto significa que, para um determinado DAP (acima de mais ou menos 15 cm, pois abaixo disso as curvas se cruzam), as alturas das árvores tendem a ser menores no divisor (Figura 34). O teste estatístico realizado (ANCOVA) mostrou que, de fato, a posição topográfica explicou significativamente tanto a altura (retirando-se o efeito do DAP) ($t=-4,059$, $GL=157$ e $p=0.$) quanto a relação altura x DAP ($t=5,138$, $GL=157$ e $p=0.$).

Uma menor relação H/DAP poderia talvez ser interpretada como indicador de degradação, pois potencialmente refletiria um processo em que as árvores estivessem sofrendo danos, perdendo massa em altura (rebaixamento do dossel) e rebrotando na base – o que até seria especialmente provável para DB, que frequentemente é atingida por incêndios. DB de fato mostrou a curva menos inclinada quando se retira do gráfico um *outlier* (de DAP 115 cm e altura 15 m) que reduzia bastante o valor de R^2 – mas sem sua retirada a curva de DI se apresentaria menos inclinada. Por outro lado, a menor inclinação das curvas de DI e DB poderia apenas estar reforçando, novamente, o padrão comumente relatado na literatura, de que no divisor as árvores tendem a ser menores (Clevelário Jr., 1988; Herwitz e Young, 1994; Bellingham e Tanner, 2000; Robert e Moravie, 2003; Lima e Moura, 2006). No caso das áreas investigadas no presente estudo, é preciso ainda fazer outra ressalva: estando a floresta no fundo de vale em estágio sucessional menos avançado, esta abriga, conseqüentemente, mais espécies iniciais, que tendem a ter naturalmente maior relação H/DAP, ou seja, crescem proporcionalmente mais em altura que em diâmetro.

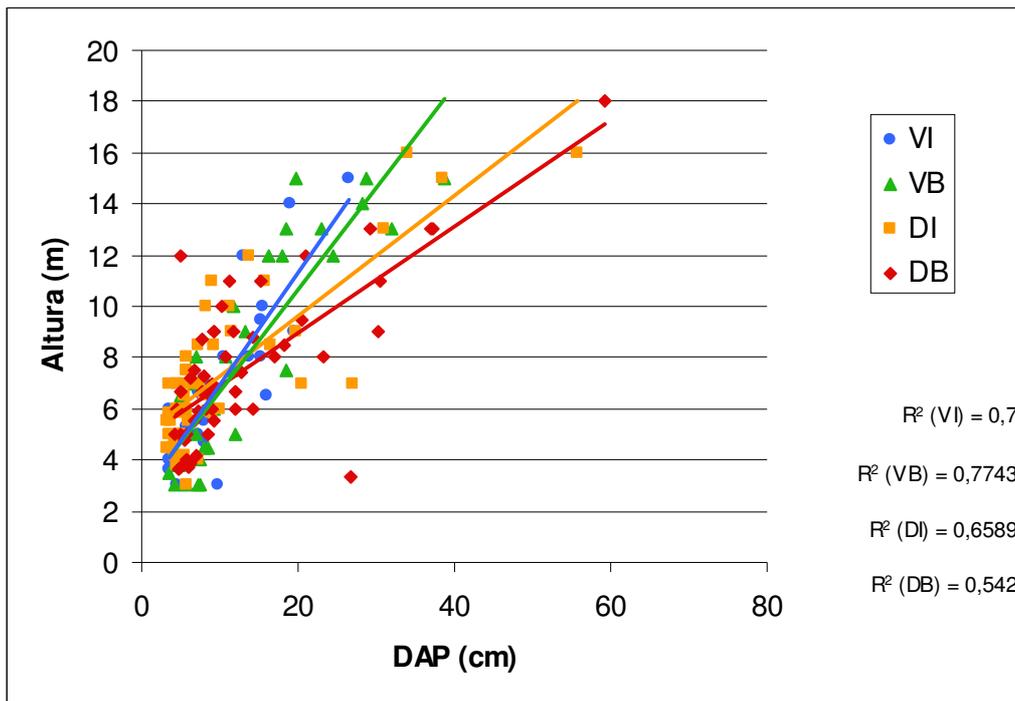


Figura 34: Regressão DAP x altura.

A cobertura de dossel estimada foi bastante diferente entre a borda e o interior na floresta de divisor (65,8 e 94,9%) – mas tamanha discrepância certamente se deve ao incêndio que causou a perda de grande parte das folhas. Na floresta de fundo de vale, porém, a diferença encontrada foi insignificante (90,1 e 92,3% para VB e VI). Uma menor cobertura de dossel poderia ser esperada em áreas de borda em virtude de maiores danos físicos e mortalidade de árvores (Chen *et al.*, 1992, *apud* Chen *et al.*, 1999; Ferreira e Laurance, 1997), e Laurance *et al.* (1998a) observaram que este efeito pode se propagar até pelo menos 100 m das bordas.

A rarefação do dossel permite a incidência de intensa radiação solar no sub-bosque e no solo florestal, agravando os efeitos da exposição lateral da borda e se refletindo em maior grau de estresse hídrico para as plantas. Herbst *et al.* (2007), por exemplo, observaram valores de transpiração das árvores bem maiores nas bordas (565 mm) do que no interior da floresta (354 mm). Outros autores, no entanto, não encontraram diferença na abertura do dossel entre áreas de borda e de interior (p.ex. Nascimento 2005, *apud* Portela e Santos, 2007). Figueiró (2005) obteve pequenas diferenças no que chamou de “fluxo livre” (correspondendo grosseiramente à “abertura de dossel” no presente estudo): foram 43,6 e 53,2% nas bordas, contra 54 e 57,5% nos interiores.

Os resultados do presente estudo evidenciaram diferenças claras entre as florestas de divisor e de fundo de vale, provavelmente relacionadas ao estágio sucessional distinto. Alguns parâmetros (p.ex. área basal e diâmetro máximo) evidenciaram também sensíveis

distinções entre as florestas de interior e de borda. Se a existência de uma borda normalmente já causa modificações nos processos e na estrutura de uma floresta, deve-se ressaltar que o fogo é um agente de degradação que agrava muito tais alterações. Na área de gramíneas da bacia do Quitite os incêndios são recorrentes e provavelmente atingem DB com frequência. A tendência, com a continuidade dos eventos, pode ser a configuração de um quadro semelhante ao encontrado por Corrêa (2004), Zaú (1994) e Freitas (2001) em áreas de floresta recorrentemente queimada na bacia do Trapicheiro: o primeiro autor observou que quase 74% dos indivíduos estavam na primeira classe de altura (2 a 5 m) (Zaú encontrou 70% e Freitas 63%); a altura máxima foi de 6,5 m e a média de 3,7 m (Zaú obteve média de 5,3 m e Freitas de 4,17 m); a distribuição dos valores de DAP mostrou mais de 60% na classe de 2,5 a 5 cm; e o maior DAP foi de 15,5 cm (Freitas observou 45,5 cm). Tais resultados denunciam uma grave degradação estrutural da floresta em consequência dos incêndios recorrentes.

A floresta de divisor investigada no presente estudo, portanto, apesar de ainda apresentar características de um estágio sucessional relativamente avançado, pode se encontrar em sério risco de degradação e retração a partir das bordas (visto que uma vegetação degradada favorece o espriamento do fogo). Embora as árvores mortas não tenham sido quantificadas neste estudo, na parcela atingida pelo incêndio (DB) ficou evidente o imenso dano causado: na parte baixa da parcela (a mais afetada), todos os indivíduos estavam totalmente secos após o distúrbio (embora não se tenha certeza sobre quantos estão mortos); muitos tiveram os troncos queimados, e, após cinco meses, apenas uma pequena parte rebrotou.

5.2.4. Parâmetros de solo

5.2.4.1. Análises físicas

Para a interpretação das análises físico-químicas do solo, é importante lembrar que o chamado “divisor” na verdade consiste em uma zona de alta encosta, bastante declivosa. Os resultados completos das análises físicas encontram-se no ANEXO III. Aqui serão apresentados apenas os gráficos sintéticos mais relevantes.

A análise granulométrica (Figura 35) mostrou que os solos na bacia do Quitite são bastante arenosos (mas é preciso ressaltar que as areias foram quantificadas junto com os cascalhos, embora estes provavelmente não sejam muito significativos). O percentual de areia + cascalhos nos seis ambientes manteve-se sempre acima de 50%, chegando a quase 73% no fundo de vale. Isto tem implicações em todas as características físico-químicas do solo, e conseqüentemente também em seu comportamento hidrológico. Segundo Coelho

Netto (1987, *apud* Jansen, 2001), mais de 50% de areia na porção superior do solo proporcionam alta permeabilidade.

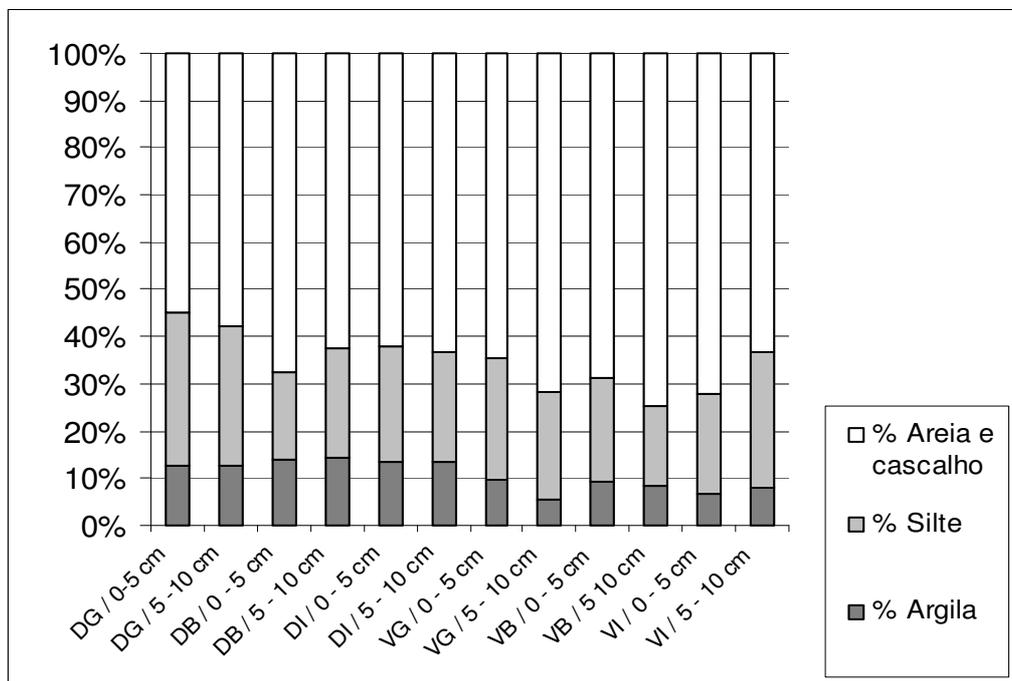


Figura 35: Granulometria do solo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

Em média, o fundo de vale apresentou percentual de areia maior (68,4% contra 61,7% no divisor), o que foi estatisticamente significativo ($H=11,5575$, $GL=1$ e $p=0,0007$). Inversamente, o divisor apresentou percentuais de silte e argila maiores (silte: 25,6% contra 22,6% no fundo de vale; argila: 13,4% contra 7,9% no fundo de vale). Neste caso a diferença entre divisor e fundo de vale se mostrou significativa apenas para o percentual de argila ($H=8,2359$, $GL=1$ e $p=0,0041$). Isto provavelmente se relaciona ao fato de que o vale na bacia do Quitite, bastante encaixado, já perdeu boa parte de seus sedimentos finos.

Estudos em encostas sob floresta conservada no maciço da Tijuca encontraram alguns resultados semelhantes. Corrêa (2004), na bacia do Trapicheiros, obteve proporções também acima de 50% de areia, 26,7% de argila e 20% de silte (na camada de 0-20 cm de profundidade), caracterizando um solo franco argilo-arenoso. Na bacia do alto rio Cachoeira, sub-bacia Cobras, Jansen (2001) encontrou um solo franco-arenoso, com cerca de 65% de areia, 20% de argila e 15% de silte entre 0-10 cm. Rosas (1990), na mesma bacia do alto rio Cachoeira, sub-bacia do Archer, estudou dois perfis de latossolos localizados na baixa encosta e dois de cambissolos na média e na alta encosta – o que no entanto não gerou diferenças nos valores dos parâmetros físicos. O autor obteve, para o horizonte A_1 (que variou de 0-10 cm a 0-25 cm de profundidade), uma proporção de areias de 52 e 63,4% nos

latossolos e de 55,8 e 56,6% nos cambissolos. Os percentuais de areia encontrados por Jansen foram os mais semelhantes aos do presente estudo. Os demais são, em média, ligeiramente mais baixos, porém cabe lembrar que foram calculados após a retirada dos cascalhos, o que não ocorreu aqui.

Quanto aos percentuais de silte e argila, os resultados dos três autores supracitados se mostraram bem diferentes dos encontrados no presente estudo: Rosas (1990) obteve 24,8 e 33,6% de argilas nos perfis de latossolos e 19,6 e 30% nos cambissolos; e 11,8 e 14,4% de silte nos latossolos e 14,2 e 23,8% nos cambissolos; Corrêa (2004) e Jansen (2001), como já explicitado acima, encontraram valores de argila também sempre superiores aos de silte. Assim, a relação silte/argila de Rosas, por exemplo, foi de 0,43 e 0,48 nos latossolos e 0,47 e 1,21 nos cambissolos. No presente estudo, esta relação foi invertida, variando entre 1,35 e 4,21 e evidenciando uma maior quantidade de silte do que de argila, especialmente no fundo de vale.

A densidade aparente do solo é um parâmetro que reflete seu grau de compactação – fator extremamente adverso ao crescimento das raízes, por promover resistência mecânica e diminuir a aeração do solo (Goss, 1987, *apud* Jansen, 2001). Batey (1973, *apud* Jansen, 2001) sugere que acima de $1,2 \text{ g/cm}^3$ de densidade do solo as raízes teriam seu desenvolvimento prejudicado, e somente VG e DG apresentaram valores superiores a este ($1,26$ e $1,31 \text{ g/cm}^3$) (Tabela 36). De fato, sabe-se que o tipo de cobertura vegetal pode afetar sensivelmente a densidade do solo, o que se reflete no leve aumento observável dos valores ao longo de um gradiente interior - gramíneas, para ambas as posições topográficas (exceto entre DI e DB 0-5 cm).

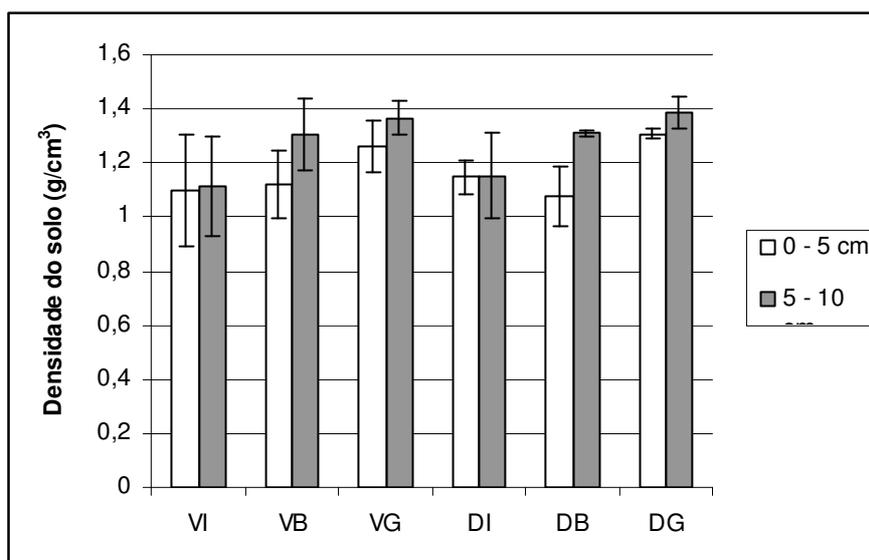


Figura 36: Densidade do solo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

O teste de Kruskal-Wallis (com *post-hoc* de Dunn) comparando os valores de densidade do solo dos três tipos de cobertura vegetal indicou que, para o horizonte de 0-5 cm, há diferença estatisticamente significativa apenas entre os interiores florestais e as gramíneas ($H=8,768$, $GL=2$ e $p=0,0125$). As médias para ambas as profundidades (0-5 e 5-10 cm), também mostraram diferença significativa entre interior e gramíneas ($H=8,7836$, $GL=2$ e $p=0,0124$), mas para o horizonte 5-10 cm a diferença significativa foi encontrada apenas entre bordas e gramíneas ($H=8,0454$, $GL=2$ e $p=0,0179$).

Outros estudos em solos de encostas sob floresta conservada no maciço da Tijuca encontraram médias de densidade aparente um pouco inferiores às do presente estudo, como seria esperado. Rosas (1990) obteve, no horizonte A_1 , densidades de 0,88 e 1,11 g/cm^3 em latossolos (baixa encosta) e de 0,96 e 1,16 g/cm^3 em cambissolos (média e alta encosta); Jansen (2001) obteve média ainda mais baixa para a camada de 0-10 cm: 0,93 g/cm^3 – valor semelhante apenas ao de uma única amostra deste estudo, relativa a VI. Assim, mesmo as florestas de interior do presente estudo apresentam uma qualidade da estrutura física do solo aparentemente inferior à observada em florestas conservadas. Por outro lado, Figueiró (2005) obteve densidades bem superiores (1,68 e 1,92 g/cm^3) para solos de bordas florestais e de trilhas.

A densidade de partículas (densidade real) encontrada foi bastante semelhante em todos os ambientes, não evidenciando quaisquer padrões. A média ficou em torno de 2,2 g/cm^3 , com valores variando entre 2,02 g/cm^3 (em VG 5-10 cm) e 2,33 g/cm^3 (em DG 5-10 cm). Rosas (1990) encontrou valores em média mais altos no horizonte A_1 de uma floresta conservada: 2,23 e 2,40 g/cm^3 em latossolos e 2,32 e 2,44 g/cm^3 em cambissolos. Jansen (2001) obteve valor ainda maior na camada de 0-10 cm (2,47 g/cm^3), similar a Clevelário Jr. (1996) para a mesma área (2,5 g/cm^3 nos primeiros 30 cm) e a Corrêa (2004) (2,55 g/cm^3 de 0 a 20 cm) na bacia do Trapicheiro. Jansen (2001) sugeriu que altos valores de densidade poderiam ter relação positiva com a porcentagem de argila, mas no presente estudo tal correlação não se confirmou.

A porosidade total (Figura 37) apresentou, de maneira inversa à densidade do solo, um ligeiro aumento em um gradiente gramíneas - interior: na média para as duas profundidades, os valores foram menores para VG e DG (36,61 e 40,82%), intermediários para VB e DB (44,46 e 46,6%) e maiores para VI e DI (50,60 e 48,32%). O teste estatístico realizado indicou diferença significativa apenas entre áreas de interior e de gramíneas ($H=9,2749$, $GL=2$ e $p=0,0097$). Castro Jr (1991) encontrou, como seria esperado, uma porosidade total superior em áreas de floresta conservada (56%), assim como Rosas (1990) (50,22 e 63,3% nos latossolos e 50 e 60,65% nos cambissolos – o que considerou bons valores). Figueiró (2005), por outro lado, obteve valores também relativamente altos de

porosidade para solos de bordas florestais e trilhas (58 e 51,3%), o que nos leva a sugerir que a comparação de valores entre diferentes áreas seja algo bastante limitado, visto que características particulares dos solos devem exercer forte controle local na porosidade. A correlação negativa entre a porosidade total do solo e sua densidade aparente teve $R^2 = 0,917$, apenas um pouco inferior à de Figueiró (2005), que obteve 0,97.

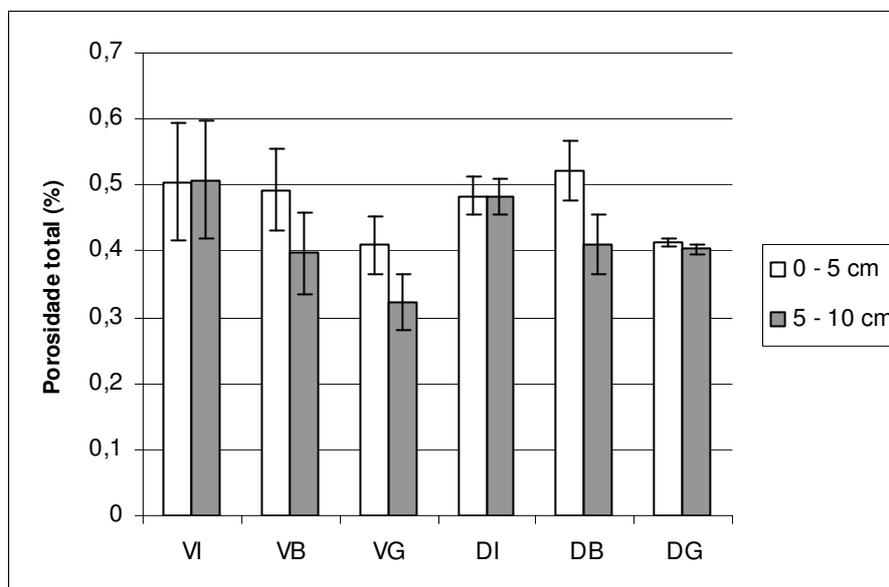


Figura 37: Porosidade total do solo, calculada como $(D_{part} - D_{solo})/D_{part}$. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

A macro e a microporosidade (Figura 38a e b) mostraram uma tendência não esperada em relação ao tipo de cobertura vegetal (a despeito de altos valores de desvio-padrão para certos conjuntos de amostras): a macroporosidade foi comparativamente maior para VB e DB (médias de 12,4% considerando as duas profundidades), intermediária para VI e DI (média de 10,5%) e ligeiramente menor para VG e DG (média de 8,2%), sendo que tais diferenças foram estatisticamente significativas entre bordas e gramíneas ($H=7,6140$, $GL=2$ e $p=0,0222$); já a microporosidade foi, inversamente, menor para VB e DB (média de 18,9%), e semelhante nos demais ambientes (sem diferenças estatísticas, no entanto). Assim, a razão macro / micro (Figura 38c) se apresentou maior nas bordas, intermediária nos interiores e menor nas gramíneas, com diferença significativa apenas entre bordas e gramíneas ($H=7,4503$, $GL=2$ e $p=0,0241$). Explicações para a tendência de maior macroporosidade nas bordas permanecem obscuras, pois não foi encontrada correlação significativa com nenhuma outra variável potencialmente relacionada (p.ex. granulometria, macroagregados, quantidade de raízes).

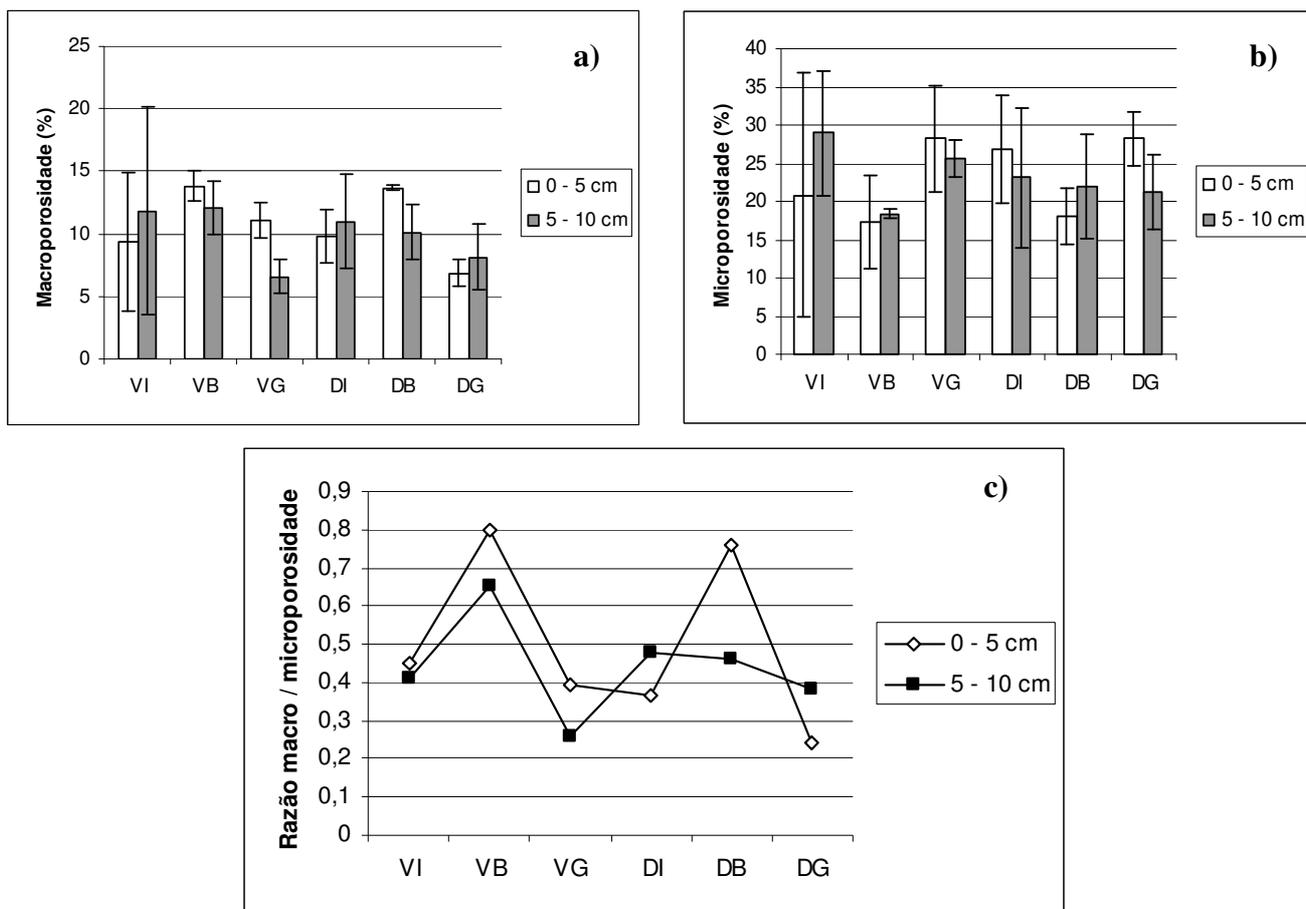


Figura 38: a) macroporosidade, b) microporosidade e c) razão macro/micro. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

A agregação do solo apresentou-se de forma geral bastante alta em todos os ambientes, com médias para os percentuais de macroagregados variando entre 70,1% (VG) e 88,8% (VB) (Figura 39). Neste ponto, não há como deixar de notar que VB mostrou tanto o maior percentual de agregados quanto a maior macroporosidade, sugerindo relação entre estes parâmetros apesar de não haver significância estatística. Comparando-se as diferentes posições topográficas e coberturas vegetais, nota-se a existência de um leve gradiente de aumento na proporção de macroagregados na direção interior - gramíneas, o que não ocorreu no fundo de vale. A princípio poderia-se estranhar este gradiente no divisor, mas o fato é que as gramíneas, devido a suas raízes fasciculadas, seguram bastante bem os nutrientes no topo do solo (vide também os resultados das análises químicas na seção 4.2.4.1.), promovendo boa formação dos agregados. No fundo de vale, outros fatores locais devem estar atuando na configuração do padrão encontrado, de maior porosidade e agregação na borda.

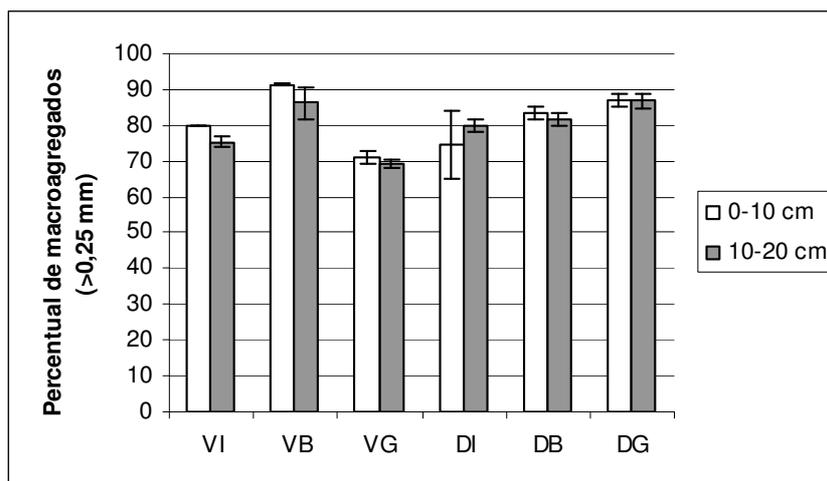


Figura 39: Percentual de macroagregados do solo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

O estado de agregação do solo tem grande influência sobre a infiltração de água, a biodiversidade, a dinâmica da biomassa do solo, a disponibilidade de oxigênio para as raízes e a erosão do solo (Deneff *et al.*, 2001 e Franzluebbers, 2002a, *apud* Madari, 2004). A agregação é influenciada por diversos fatores orgânicos e inorgânicos, e pode aumentar a quantidade de macroporos e a acumulação de matéria orgânica no solo. Madari (2004) ressalta que principalmente os macroagregados (>0,25 mm) protegem fisicamente a matéria orgânica lábil (fração leve intra-agregado) da rápida decomposição, o que poderia causar sua perda. No presente estudo, porém, não foi encontrada correlação entre o conteúdo de carbono orgânico e a proporção de macroagregados no solo. Isto talvez possa se relacionar ao tipo de solo (não avaliado neste estudo), pois, segundo Oades e Waters (1991, *apud* Madari, 2004), quando a mineralogia é dominada por óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro e de caulinita (p.ex. latossolos), e onde uma hierarquia entre os agregados do solo⁶ não é evidente, os principais agentes de estabilização de agregados são os componentes da fase mineral, fazendo com que o estado de agregação seja um fator de menor importância na acumulação de matéria orgânica.

A distribuição dos agregados por classes de tamanho evidenciou um padrão bastante concentrado: para todos os ambientes e para as duas profundidades (0-10 e 10-20 cm), os agregados mais abundantes foram aqueles entre 2 e 4 mm (em média 70,79%), seguidos pelos menores que 0,125 (em média 14,52%) (Figura 40). As demais classes tiveram participação percentual média de 4,88%, 4,84%, 3,09% e 1,87% (respectivamente agregados de 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm e 0,125 mm). Jansen (2001) relatou uma distribuição

⁶ A hierarquia entre os agregados existe quando os grandes se desagregam, desfazendo-se em outros menores e assim sucessivamente até que se obtenha argila, silte e areia (Dexter, 1988 *apud* Azevedo e Bonimá, 2004).

muito mais equilibrada para um solo franco-arenoso sob cobertura florestal conservada (para a camada de 0 a 10 cm de profundidade): foram 24,2%, 14%, 25,7%, 0,2% e 26,4% para as classes entre 4 e 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm e <0,25 mm. Pautando-se no resultado deste autor, se uma distribuição mais equilibrada dos tamanhos de agregados poderia ser esperada para florestas mais conservadas, no presente estudo isto foi, em parte, corroborado: na camada de 0-5 cm a melhor distribuição foi observada em VI e DI; porém, na camada de 5-10 cm, ocorreu em VI e VG. Figueiró (2005), por outro lado, observou uma distribuição bastante equilibrada dos tamanhos de agregados em transectos que abrangiam tanto áreas de interior quanto de borda (o maior percentual encontrado foi de 24,63%).

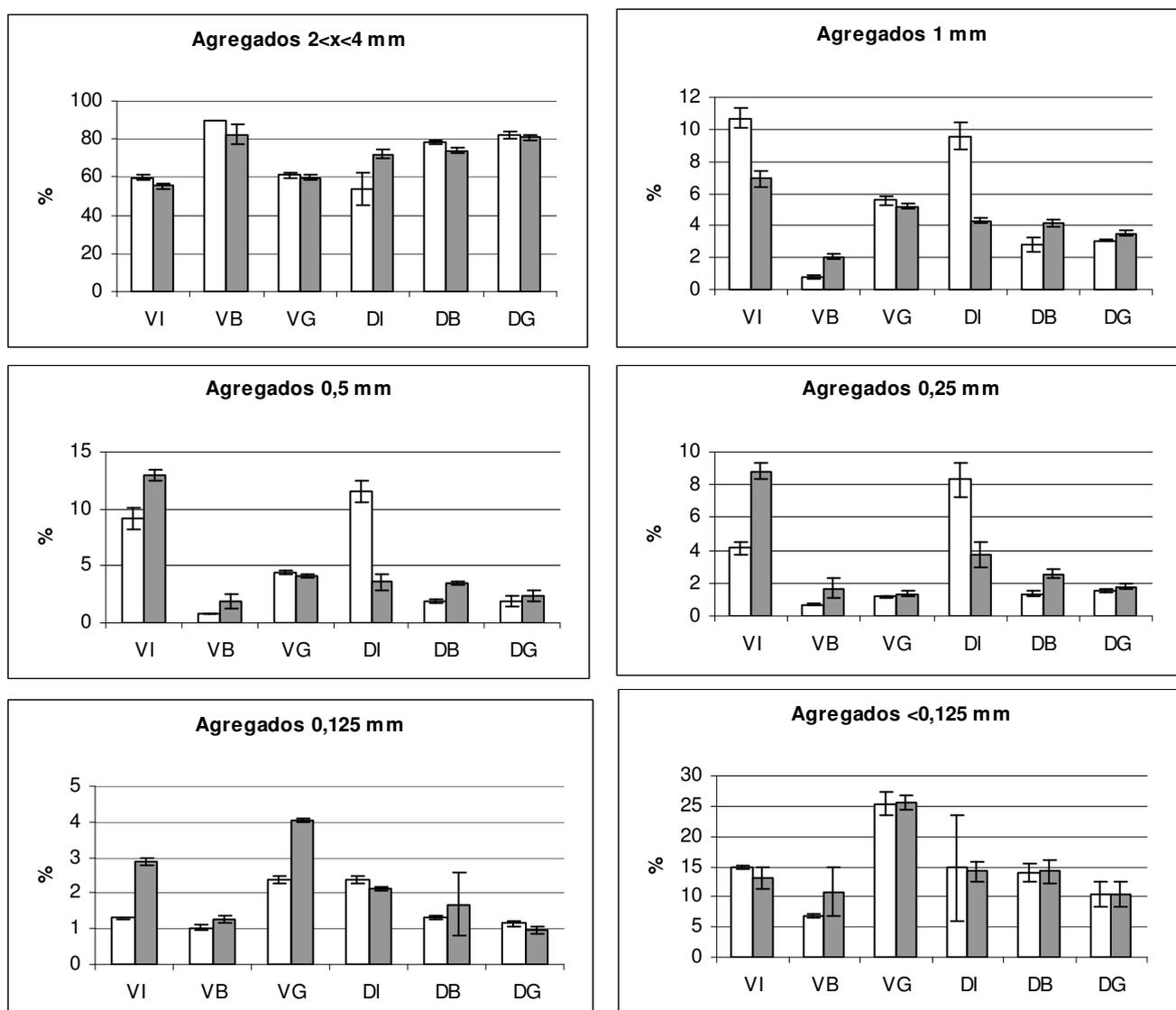


Figura 40: Distribuição percentual dos agregados do solo por classes de tamanho. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

A concentração mais exacerbada de agregados na classe de 2 a 4 mm foi obtida para VB e DG, e neste ponto pode-se concluir que os agregados desta classe são os responsáveis pelo maior percentual de macroagregados observado nestes ambientes. De certa forma isto é esperado, pois os agregados maiores que 2 mm, embora considerados muito estáveis, quando sofrem grande pressão na verdade se destróem facilmente, já que são constituídos em boa parte por areia. É interessante ressaltar também que, quando da ocorrência de queimadas, grandes agregados comumente são formados em abundância, porém se comportam como grãos “cimentados” (Figura 41), não contribuindo para a boa estruturação do solo. Neste estudo, dentre os ambientes que foram queimados (DG, DB e VG), apenas DG mostrou proporção comparativamente mais alta de agregados entre 2 e 4 mm, mas, de fato, os grandes agregados formados em virtude de incêndios costumam ser maiores.



Figura 41: Grande agregado formado após o incêndio de agosto de 2010.

Para os agregados das classes de 0,125 mm e <0,125 mm, VG apresentou os maiores percentuais, e VB e DG os menores. Estes agregados são os menos estáveis, e é surpreendente encontrar altos valores em VG e baixos em DG, ambas áreas de gramíneas que sofrem (mas não se sabe se igualmente) com os incêndios recorrentes (o incêndio de agosto de 2010 atingiu ambas, mas fotos aéreas de 2008 evidenciam um incêndio ocorrido apenas na alta encosta).

Para os agregados das classes de tamanho 0,25, 0,5 e 1 mm, VI e DI apresentaram os maiores valores (excetuando-se DI no horizonte de 10-20 cm). Estes agregados intermediários, especialmente os de 1 e 0,5 mm, por possuírem mais silte e argila, acabam sendo os mais estáveis, mais resistentes a distúrbios, pois perdem partículas pequenas

mediante a pressão. Assim, suas altas proporções em VI e DI estão de acordo com o esperado, já que são consideradas áreas em que a qualidade do solo estaria mais bem preservada. Segundo Jansen (2001), maiores proporções de agregados menores que 1 mm podem estar associadas à maior quantidade de raízes, pois estas aumentam a formação e a estabilidade dos agregados pequenos (enquanto, por outro lado, desmantelam os maiores) (Materechera *et al.*, 1992 *apud* Jansen, 2001). De fato, os interiores florestais neste estudo apresentaram maior quantidade de raízes finas no topo do solo que as bordas florestais. A correlação entre os microagregados e a quantidade de raízes foi positiva, mas apresentou R^2 relativamente fraco, de 0,57. Jansen (2001) sugeriu ainda que uma alta proporção de agregados menores que 1 mm provavelmente estaria relacionada à menor quantidade de argila, que é um elemento agregador – o que, no entanto, não foi corroborado no presente estudo.

O fracionamento físico da matéria orgânica não mostrou padrões claros relativos à posição topográfica, ao tipo de cobertura vegetal ou à ocorrência do incêndio, destacando-se apenas um maior conteúdo de MO leve para VG (de 0-5 cm) e valores levemente menores para VI e VB (5-10 cm) (Figura 42). Como esperado, os cinco primeiros centímetros do solo concentraram esta matéria orgânica mais lábil, evidenciando a importância do topo do solo na dinâmica de nutrientes do sistema.

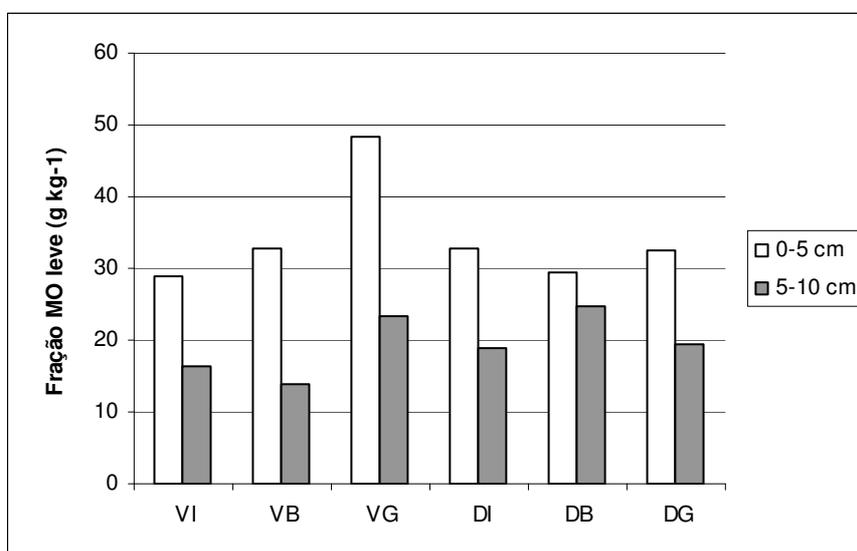


Figura 42: Matéria orgânica leve do solo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

Apesar de os resultados não terem evidenciado efeitos claros do fogo, vale ressaltar mais uma de suas potenciais consequências: de acordo com Freitas (2001), há uma

alteração significativa da quantidade de matéria orgânica no solo com a ocorrência de queimadas. O autor sugere que, em áreas mais conservadas, os primeiros centímetros do solo costumam apresentar teor mais alto, e que a recorrência de incêndios intensos vai eliminando essa MO, tanto através da queima direta como da alteração na quantidade do aporte, que passa a ser menor, sobretudo porque muitas das espécies pioneiras, que colonizam as áreas queimadas, apresentam uma decomposição em pé. Gimeno-García, Andreu e Rubio (2000) sustentam que, dependendo da intensidade do fogo, a matéria orgânica proveniente da queima pode ser destruída ou se acumular sobre o solo, aumentando a fertilidade. Porém, se após o incêndio ocorrem chuvas, essa matéria orgânica oriunda de combustão fraca é perdida por erosão.

5.2.4.2. Análises químicas

Como esperado para florestas tropicais (Guariguata e Ostertag, 2001, *apud* Chirol, 2009), o percentual de carbono orgânico (Figura 43) foi maior nos primeiros 5 cm do solo, exceto para DG, que apresentou uma inversão. Chama a atenção o altíssimo conteúdo de carbono encontrado em VG, provavelmente relacionado a um uso pretérito do solo – pois observou-se a existência de carvão nas proximidades. Os valores percentuais médios encontrados para as camadas de 0-5 e 5-10 cm (2,19 e 1,58%) foram bem semelhantes aos obtidos por Chirol (2009) para bordas florestais (2,14 e 1,57%). Porém, desconsiderando as amostras discrepantes de VG, a média para o horizonte de 0-5 cm cairia para 1,75%. Vale ressaltar ainda que a diferença no conteúdo de carbono entre as duas camadas do topo do solo foi, de forma geral, menor que a encontrada por Chirol (*op. cit.*).

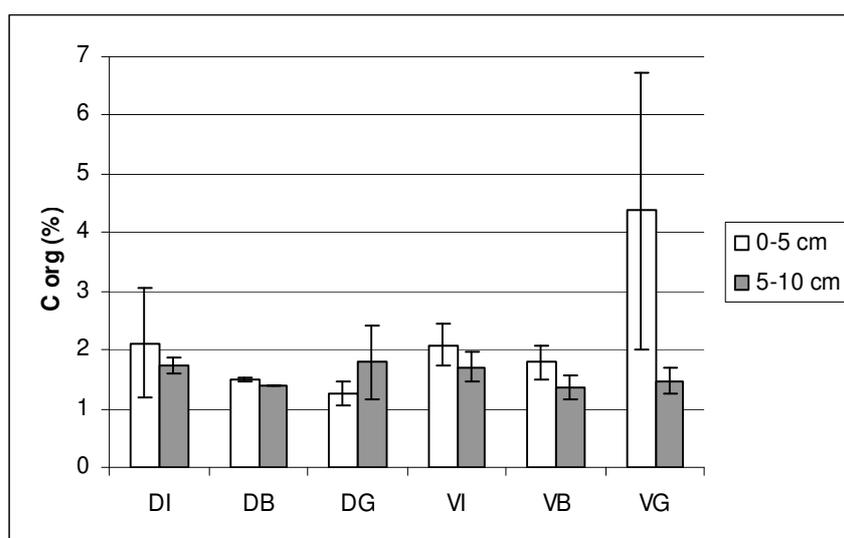


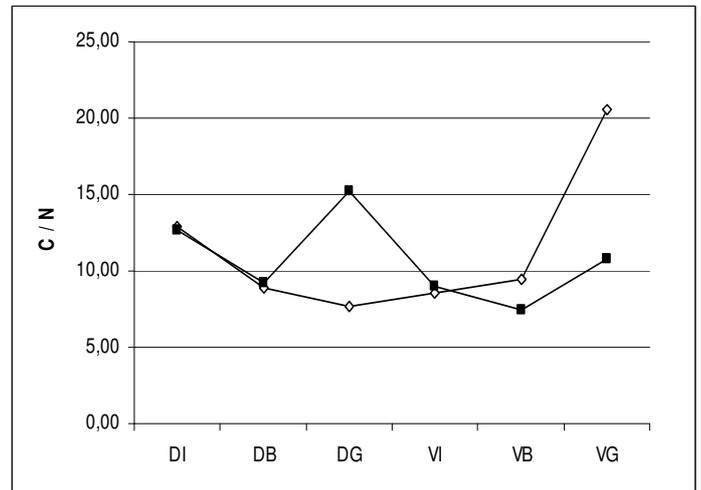
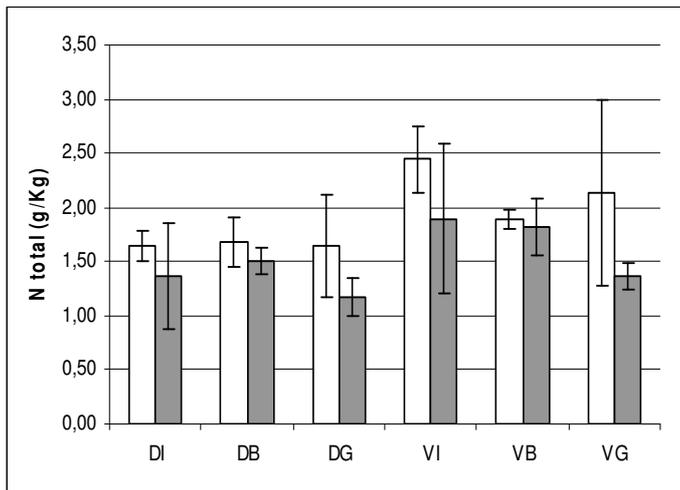
Figura 43: Percentual de carbono orgânico no solo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

Comparando-se o carbono orgânico no solo dos seis ambientes, nota-se uma leve tendência de diminuição ao longo do gradiente interior - gramíneas, o que seria bastante esperado considerando que o ambiente de interior florestal tende a permanecer com seu funcionamento mais bem preservado. Porém, o teste de Kruskal-Wallis não mostrou diferenças significativas entre os três tipos de cobertura vegetal. Excetuando-se VG, os maiores percentuais de carbono obtidos neste estudo para 0-5 cm de profundidade, em DI e VI (2,12 e 2,08%), foram bem semelhantes aos de Rosas (1990) para latossolos e cambissolos sob florestas conservadas na bacia do alto rio Cachoeira (2,15 e 2,04%), porém inferiores à média de Chirol (2009) para uma floresta conservada nesta mesma bacia (3,74%).

Os macronutrientes apresentaram tendências diferenciadas entre as seis áreas, mas, de forma, geral, foram mais abundantes no fundo de vale, o que provavelmente se relaciona à convergência de fluxos de água e nutrientes e à menor declividade, que impede uma lixiviação intensa. Wang *et al.* (2009), de fato, demonstraram que, para a maioria dos nutrientes (entre eles nitrogênio total e potássio total), os solos dos fundos de vale apresentavam conteúdo maior que os de divisor.

No presente estudo o nitrogênio total foi sempre mais concentrado na camada de 0-5 cm de profundidade, e realmente mostrou-se ligeiramente maior, em média, nas áreas de fundo de vale (Figura 44a), diferença que foi estatisticamente significativa ($H=7,2986$, $GL=1$ e $p=0,0069$). Por outro lado, nenhuma relação se evidenciou entre a cobertura vegetal e o conteúdo de nitrogênio total, mas diferenças deste tipo seriam mais visíveis em se tratando das formas disponíveis de nitrogênio, como nitratos, nitritos e amônio. Os valores médios encontrados para as camadas de 0-5 e 5-10 cm (1,9 e 1,52 g/Kg) foram bem semelhantes aos de Chirol (2009) para bordas florestais (1,8 e 1,53 g/Kg). Porém, para uma floresta conservada o mesmo autor obteve média de 3,1 g/Kg, bem superior aos valores máximos observados neste estudo (2,44 e 2,13 g/Kg em VI e VG).

A razão C/N resultante apresentou-se maior em VG (0-5 cm), DG (5-10 cm) e DI (média 0-5 e 5-10 cm) (respectivamente 20,53, 15,26 e 12,77) (Figura 44b). No caso de VG, isto foi determinado principalmente pelo alto conteúdo de carbono (área onde foram encontrados resquícios de carvão), e no caso de DG, pelo conteúdo de nitrogênio relativamente mais baixo. Estes valores foram bastante altos individualmente, mas as médias da razão C/N para as profundidades de 0-5 cm e 5-10 cm (11,31 e 10,75) foram novamente parecidas com as encontradas por Chirol (2009) para bordas florestais (11,92 e 10,27). Para a floresta conservada, como os valores de carbono e nitrogênio do autor eram ambos bastante superiores, as razões C/N resultantes foram também semelhantes para ambas as profundidades: 12,06 e 10,65.



□ 0-5 cm
■ 5-10 cm

Figura 44: a) Conteúdo de Nitrogênio total no solo; b) Razão C/N. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

◇ 0-5 cm
■ 5-10 cm

O fósforo não mostrou padrão claro em relação à profundidade, variando entre os ambientes: na maioria dos casos se concentrou nos primeiros 5 centímetros, mas em DI e VB foi maior na camada de 5-10 cm (Figura 45). Seu conteúdo foi sempre bem superior no fundo de vale, sendo que extremamente destacado em VB e mediano em VI e VG. Considerando que a maior parte do fósforo do solo em áreas tropicais vem da decomposição, e não do intemperismo (Brown e Lugo, 1990, *apud* Chirol, 2009), isto poderia ser bastante esperado, já que o fundo de vale tende a ser mais úmido, favorecendo a decomposição. No entanto, Wang *et al.* (2009) encontraram resultado oposto, ou seja, maior conteúdo de fósforo nos divisores.

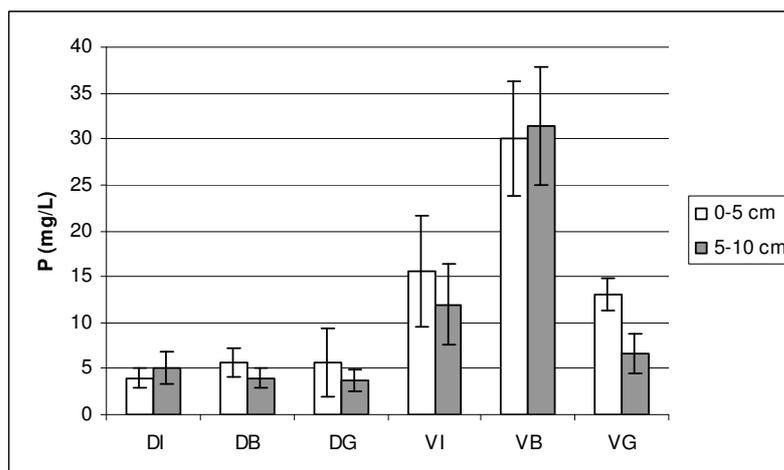


Figura 45: Conteúdo de fósforo no topo do solo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

Os valores máximos de concentração de fósforo encontrados neste estudo (30 e 31,6 mg/L para VB, a 0-5 e 5-10 cm de profundidade) foram muito superiores aos obtidos por Chirol (2009), tanto para as bordas florestais (médias de 2,33 e 1,78 mg/Kg) quanto para

a floresta conservada (7,3 e 2,7 mg/Kg) (as unidades são equivalentes). Já os valores para o divisor (4 a 5,67 mg/L) – e aqui cabe lembrar que na verdade é uma zona de alta encosta – foram bem mais próximos. A distribuição do fósforo parece de fato se relacionar fortemente com a posição topográfica e / ou a declividade do terreno, o que tem grandes implicações no funcionamento de uma floresta, já que o fósforo é considerado o principal elemento limitante em ambientes tropicais (Attiwill e Adams, 1993).

Quanto às bases trocáveis, as distribuições foram variáveis, destacando-se em ambientes distintos, mas de forma geral suas concentrações foram maiores nos 5 primeiros centímetros do solo e em ambientes de fundo de vale. O conteúdo de potássio foi comparativamente muito alto em VG (1,31 e 2,13 Cmol_c/dm³ para 0-5 e 5-10 cm) (Figura 46a). Retirando-se este valor extremo, as médias para as duas profundidades (0,24 e 0,28 Cmol_c/dm³) foram relativamente semelhantes às encontradas por Chirol (2009) para bordas florestais (0,29 e 0,15 Cmol_c/Kg) e mais altas que aquelas para uma floresta conservada (0,14 e 0,10 Cmol_c/Kg). Rosas (1990) também encontrou valores mais baixos para florestas conservadas (0,06 mEq/100g para latossolos e 0,08 e 0,12 mEq/100g para cambissolos) (as três unidades são equivalentes).

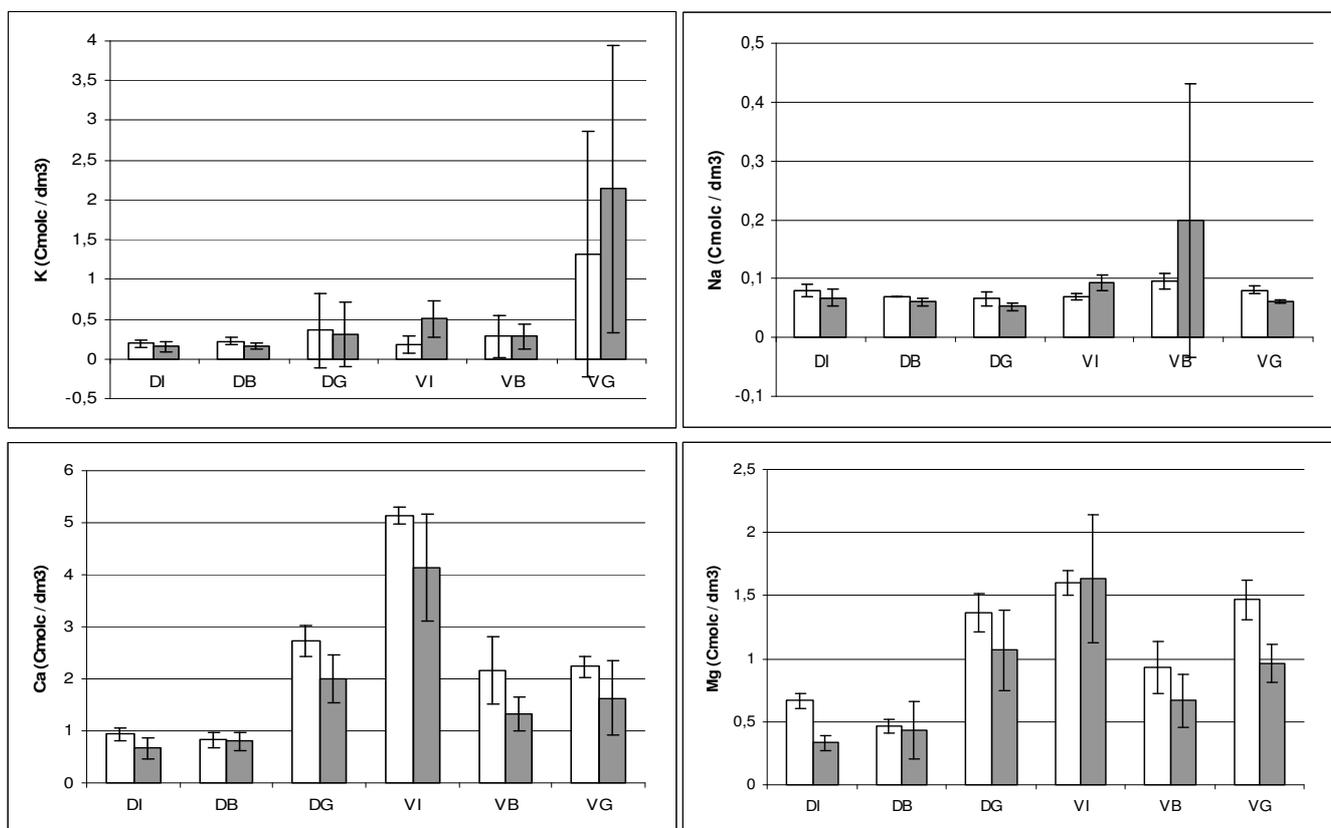
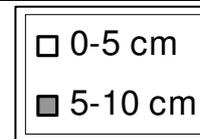


Figura 46: Conteúdo de a) Potássio; b) Sódio; c) Cálcio; d) Magnésio. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.



O sódio se destacou bastante em VB, especialmente na profundidade de 5-10 cm ($0,2 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$), e em média foi também ligeiramente maior em VI e VG do que nos ambientes de divisor (Figura 46b). Retirando-se o valor de pico em VB, os demais valores geraram uma média de $0,07 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$ para ambas as profundidades, semelhantes às médias de Chirol (2009) para bordas florestais ($0,08$ e $0,06 \text{ Cmol}_e/\text{Kg}$) e de Chirol (2009) ($0,06$ e $0,04 \text{ Cmol}_e/\text{Kg}$) e de Rosas (1990) ($0,05$ e $0,06 \text{ mEq}/100\text{g}$ e $0,06$ e $0,09 \text{ mEq}/100\text{g}$ em latossolos e cambissolos) para florestas conservadas.

O cálcio foi bem mais abundante em VI (atingindo $5,13 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$ para 0-5 cm) e bem mais baixo em DI e DB ($0,93$ e $9,83 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$ para a mesma profundidade) (Figura 46c). O magnésio seguiu um padrão semelhante ao do cálcio, mas sua concentração em DG e VG foi mais alta, próxima à de VI (com valor máximo de $1,63 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$ para 5-10 cm) (Figura 46d). Zueng-Sang Chen *et al.* (1997) relataram, semelhantemente, um aumento da concentração de cálcio e magnésio trocáveis na direção da baixa encosta, e sugeriram que isto se relacionava a um gradiente de umidade do solo. Os resultados da soma Ca + Mg obtidos por Rosas (1990) ($0,7$ e $0,8 \text{ mEq}/100\text{g}$ para latossolos e $0,6$ e $0,9 \text{ mEq}/100\text{g}$ para cambissolos) foram bem mais baixos que os do presente estudo, mesmo considerando apenas os menores valores aqui encontrados: $0,93$ (Ca) + $0,67$ (Mg) $\text{Cmol}_e/\text{dm}^3$ para DI e $0,83$ (Ca) + $0,47$ (Mg) $\text{Cmol}_e/\text{dm}^3$ para DB.

Todas essas bases trocáveis (potássio, sódio, cálcio e magnésio) são elementos muito solúveis em água e, por isso, facilmente intemperizáveis, podendo apresentar altas concentrações onde quer que haja rocha exposta próxima. No entanto, a tendência de maiores concentrações no fundo de vale é bastante clara e se relaciona ao fato de esta ser uma zona de convergência de fluxos. Zueng-Sang Chen *et al.* (1997) ressaltaram a importância dos processos de encosta na redistribuição dos minerais do solo: a remoção gradual dos materiais dissolvidos das encostas lineares e sua acumulação próximo ao fundo de vale.

No final das contas, a soma das bases (S) foi bem superior em VI ($6,98 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$), intermediária em VG, DG e VB ($5,09$, $4,52$ e $3,48 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$) e bem mais baixa em DI e DB ($1,87$ e $1,58 \text{ Cmol}_e/\text{dm}^3$) (para 0-5 cm) (Figura 47). Rosas (1990), porém, obteve valores ainda menores para uma floresta conservada ($0,81$ e $0,92 \text{ mEq}/100\text{g}$ nos latossolos e $0,74$ e $1,11 \text{ mEq}/100\text{g}$ nos cambissolos).

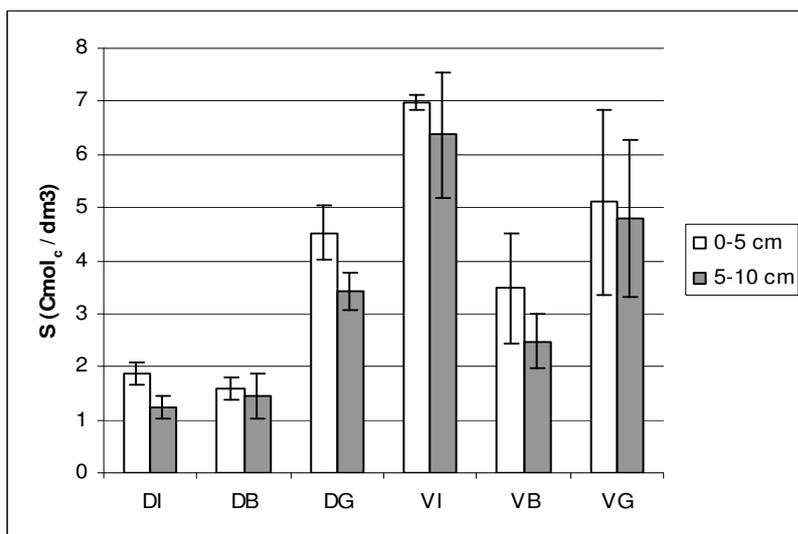


Figura 47: Soma de bases ($S\% = Na + Ca + Mg + K$). VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

A fertilidade ($V\%$), que é diretamente relacionada à soma de bases, apresentou padrão bem semelhante a esta (Figura 48); a única diferença foi que VI não se destacou em relação a VG e DB (os três ambientes mostraram valores quase igualmente altos). Nos 5 primeiros centímetros do solo em DG e VI, a fertilidade maior que 50% caracteriza estes solos como eutróficos, mas nas demais áreas e profundidades, os valores entre 11,46% (para DI 5-10 cm) e 46,04% (para VI 5-10 cm) qualificam solos distróficos. Rosas (1990) obteve valores bem mais baixos para uma floresta conservada (7 e 8% nos latossolos e 6 e 11% e cambissolos), o que considerou reflexo da conhecida baixa fertilidade natural das florestas tropicais.

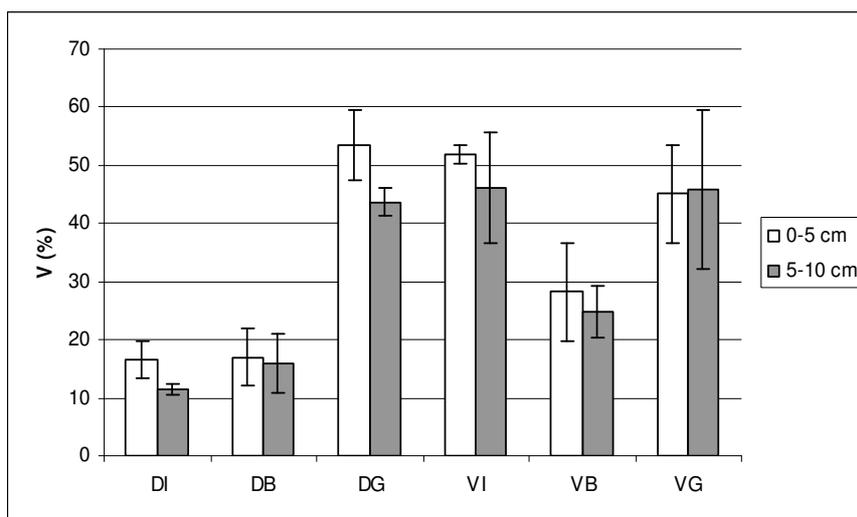


Figura 48: Fertilidade (saturação de bases) ($V\% = S \times 100 / T$). VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

Comumente a fertilidade apresenta correlação positiva com o estoque de raízes finas – já que estas são grandes responsáveis por segurar as bases trocáveis no topo do solo. Neste estudo, porém, esta correlação foi bastante fraca ($R^2=0,29$), e apenas para a primeira coleta de raízes (para a segunda o R^2 foi ainda menor). Foi encontrada também uma correlação (negativa) um pouco mais forte ($R^2=0,58$) entre a fertilidade e o estoque total ($O_1 + O_2 +$ galhos), mas apenas para a primeira coleta. Tal tendência de correlação negativa poderia, no entanto, ajudar a corroborar o modelo de Clevelário Jr. (1988), segundo o qual a vegetação seria capaz de promover o acúmulo de folheto em áreas oligotróficas como forma de reter nutrientes no sistema.

Por outro lado, a ausência de padrões realmente significativos nestas relações indica que nem a quantidade de raízes finas nem o volume de serapilheira no solo são fatores suficientemente fortes na determinação de uma maior incorporação de nutrientes no solo – esta dependendo possivelmente da interação entre muitos outros fatores como posição topográfica, declividade e cobertura vegetal (que influencia a qualidade da serapilheira).

A CTC total (Figura 49a) mostrou-se ligeiramente maior no fundo de vale do que no divisor (médias de 12,3 e 9,88 $\text{Cmol}_e/\text{dm}^3$ para 0-5 cm), e tal diferença foi estatisticamente significativa ($t=-3,228$, $GL=16$ e $p=0,005$). O valor máximo encontrado foi de 13,48 $\text{Cmol}_e/\text{dm}^3$ para VI e o mínimo de 8,49 $\text{Cmol}_e/\text{dm}^3$ para DG. Rosas (1990) encontrou resultados semelhantes para uma floresta conservada (11,3 e 12,3 $\text{mEq}/100\text{g}$ em latossolos e 10 e 12,2 $\text{mEq}/100\text{g}$ em cambissolos). Segundo o autor, a troca de cátions é uma das mais importantes propriedades do solo, tendo influência sobre uma grande quantidade de suas características.

É notável ainda a significativa diminuição da CTC no gradiente interior - gramíneas, para ambas as posições topográficas ($H=7,0994$, $GL=2$ e $p=0,0287$) – resultado bastante esperado considerando-se o estado de conservação dos solos proporcionado pela diferentes coberturas vegetais. Porém, quando se analisa apenas a CTC efetiva (“t” - quantidade de cátions trocáveis do solo – S + Al) (Figura 49b), tal gradiente desaparece, e se evidenciam apenas valores em média maiores no fundo de vale (significativos, com $H=8,2359$, $GL=1$ e $p=0,0041$), especialmente em VI e VG. A diferença está na concentração de íons H^+ , que são cátions não-trocáveis considerados na CTC total. Sua concentração determina o pH e influencia o comportamento do alumínio, deixando-o em parte imobilizado no complexo de troca e diminuindo a CTC. Assim como a fertilidade, a CTC efetiva muitas vezes mostra correlação positiva com o estoque de raízes finas. Neste estudo esta correlação existiu, mas foi fraca ($R^2=0,41$). Semelhantemente ao encontrado para a fertilidade, a CTC efetiva mostrou correlação negativa com o estoque total, com $R^2=0,42$ para a primeira coleta.

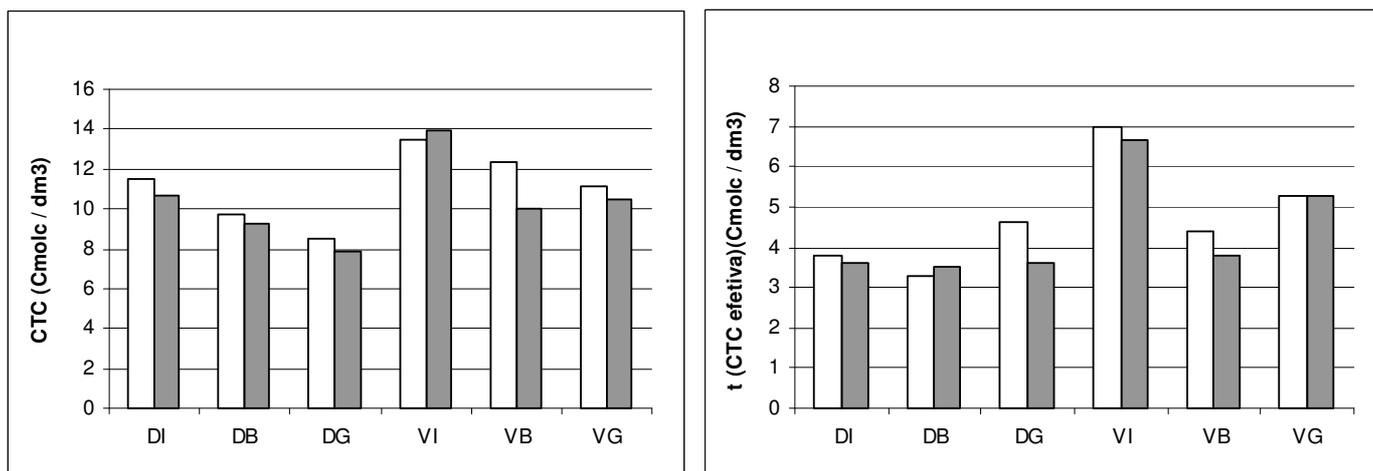
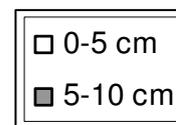


Figura 49: a) Capacidade de Troca Catiônica (T ou $CTC = S + H^+ + Al^{3+}$); b) Capacidade de Troca Catiônica Efetiva ($t = S + Al$). VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.



A aluminização (m% - porcentagem de alumínio ocupada na CTC efetiva) é um parâmetro inversamente relacionado à soma de bases e à fertilidade, tendo se apresentado portanto bem superior para DI e DB (65,8 e 58,9%) e mínima para DG e VI (sendo sempre maior entre 5 e 10 cm de profundidade) (Figura 50). Rosas (1990) obteve uma aluminização maior em florestas conservadas (71-76% e 68-76% para latossolos e cambissolos), possivelmente relacionada à sua baixíssima soma de bases. Os valores absolutos máximos do íon alumínio neste estudo foram de 2,37 e 2,05 Cmol_e/dm³ (para DI e DB a 5-10 cm), comparáveis aos encontrados por Rosas (1990) (2,3 e 2,5 mEq/100g em latossolos e 2,3 e 2,4 mEq/100g em cambissolos) e por Chirol (2009) (2,6 Cmol_e/Kg) para florestas conservadas. Os demais ambientes apresentaram valores bem mais baixos (média de 0,30 e 0,57 Cmol_e/dm³ para 0-5 e 5-10 cm), bastante inferiores aos obtidos por Chirol para bordas florestais (1,08 e 1,42 Cmol_e/Kg).

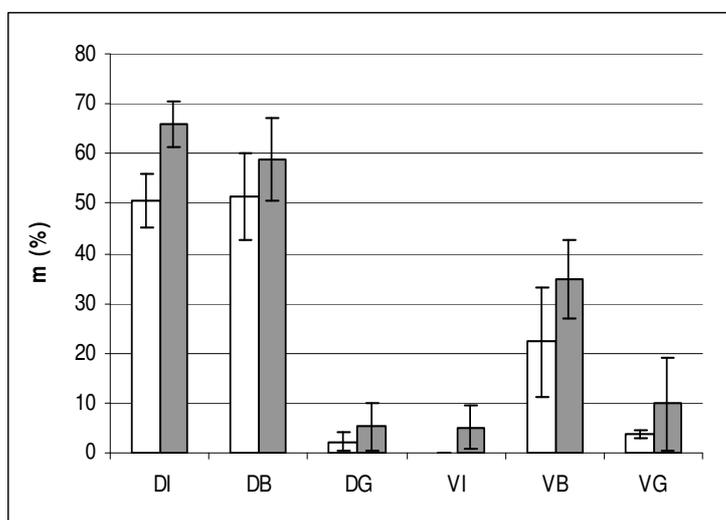
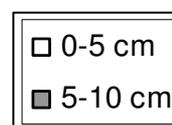


Figura 50: Aluminização (m%). VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.



O alumínio é um elemento que se torna tóxico em grandes concentrações, e interage de forma bastante conhecida com outros elementos: em geral é neutralizado pelo cálcio, e sua presença disponibiliza íons H^+ , aumentando a acidez local (Chiról, 2009). De fato, comparando-se a Figura 50 com as Figuras 46c e 51 podem ser observadas estas relações: para um determinado ambiente (notadamente DI e DB), alta aluminização corresponde a baixo conteúdo de cálcio e baixo pH. As correlações negativas entre alumínio / cálcio e alumínio / pH foram bastante fortes, apresentando R^2 de 0,82 e 0,92, respectivamente. Zueng-Sang Chen *et al.* (1997) encontraram resultados semelhantes: o alumínio trocável foi maior nos solos da alta encosta, o que atribuíram ao pH mais baixo.

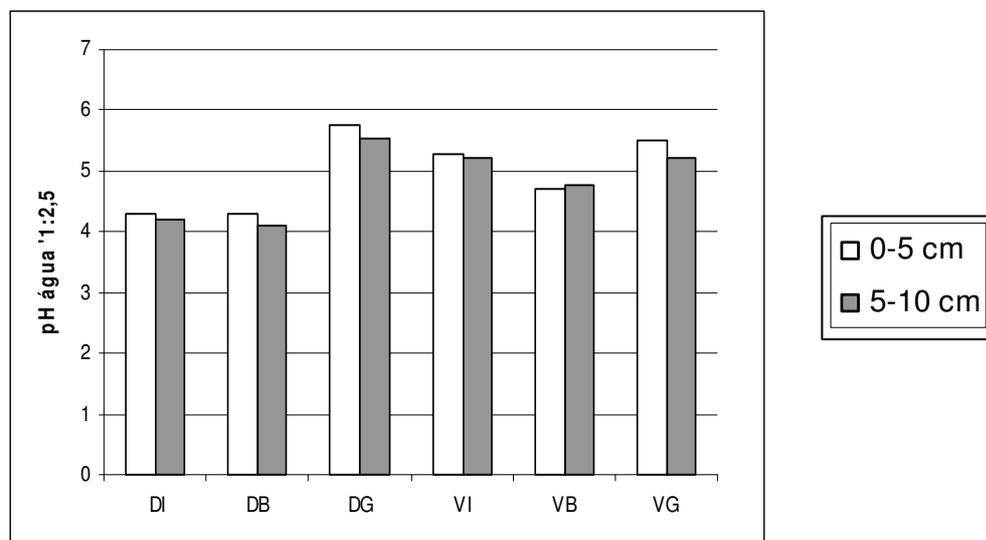


Figura 51: pH do solo. VI = fundo de vale - interior; VB = fundo de vale - borda; VG = fundo de vale - gramínea; DI = divisor - interior; DB = divisor - borda; DG = divisor - gramínea.

O pH é um fator que, direta ou indiretamente, influencia e é influenciado por diversos outros elementos e condições físico-químicas do solo (p.ex. temperatura, umidade, granulometria, atividade decompositora, teor de alumínio, entre outros). Altos níveis de H^+ encontrados na solução de solos muito ácidos podem afetar sensivelmente o equilíbrio solo/planta, pois geram uma alta porcentagem de saturação de alumínio no complexo de troca, causando um decréscimo na disponibilidade de nutrientes, o que é prejudicial para o crescimento e desenvolvimento do sistema radicular. Um pH muito ácido também reduz a atividade biológica de microorganismos livres ou que vivem em simbiose com leguminosas, assim como a oxidação da matéria orgânica por microorganismos heterotróficos. Por outro lado, um elevado teor de matéria orgânica e uma alta atividade de decomposição costumam baixar o pH do solo, pois liberam íons H^+ no meio. Pode-se sugerir que se configura um

mecanismo de *feedback* negativo que mantém o pH e a taxa de decomposição mais ou menos estáveis.

Os valores relativamente mais baixos de pH obtidos para DI e DB (4,1 e 4,2 entre 0 e 5 cm) podem se relacionar à sua menor fertilidade (possivelmente causada por intensa lixiviação) e / ou ao alto conteúdo de alumínio nestes ambientes. Rosas (1990) encontrou valores de pH semelhantes em uma floresta conservada: 3,8 e 4 em latossolos e 4,2 e 5 em cambissolos.

Considerando os parâmetros químicos de solo mais gerais (S, V%, t e m%) em conjunto, pode-se dizer que as melhores condições de solo foram encontradas em VI, DG e VG. A princípio isto poderia surpreender, mas o fato é que as gramíneas possuem raízes densas e fasciculadas que seguram bastante bem os nutrientes no topo do solo. Além disso o solo plano do fundo de vale desfavorece a lixiviação intensa, aumentada em locais com grandes declividades, o que podem ter sido um dos principais motivos das piores condições encontradas para DI e DB. Cabe ressaltar que a declividade em DG é menos acentuada que em DI e DB. Em relação a VB, existem algumas possíveis explicações para que tenha apresentado fertilidade inferior a VI e VG: uma delas é a dominância de uma única espécie (pau-jacaré) no dossel da floresta, que poderia gerar uma qualidade inferior da serapilheira; outra é a co-ocorrência de espécies florestais e de gramíneas, que poderia acarretar sobre-exploração dos recursos; uma terceira é a menor quantidade de raízes finas encontradas nesta borda de fundo de vale (em ambas as coletas de estoque), o que possivelmente permitiria maior lixiviação. Porém, na correlação entre fertilidade e raízes finas, o valor de qui-quadrado foi muito baixo (0,29); e uma quarta hipótese é o baixo volume de estoque de serapilheira em VB. A correlação entre a fertilidade e o estoque total foi negativa e de fato um pouco mais alta ($R^2=0,47$).

5.2.5. Clima

A temperatura (Figura 51) e a umidade relativa do ar (Figura 52) evidenciaram padrões bem claros na comparação entre os quatro ambientes estudados. As temperaturas máximas mostraram relacionar-se bastante à posição de borda, pois VB e DB apresentaram temperaturas diurnas com picos superiores a VI e DI em aproximadamente 3 - 4 °C. Estes resultados foram semelhantes aos de Figueiró (2005), que relatou que, no período da tarde, as áreas de borda se configuraram nitidamente como células de temperatura mais elevada (propagando-se esta condição até cerca de 20 m para o interior da floresta). Altas temperaturas desencadeiam importantes distúrbios funcionais nas plantas não adaptadas a esta condição, pois causam danos aos cloroplastos, prejudicando a fotossíntese e podendo levar à morte celular (Larcher 2000 *apud* Figueiró 2005).

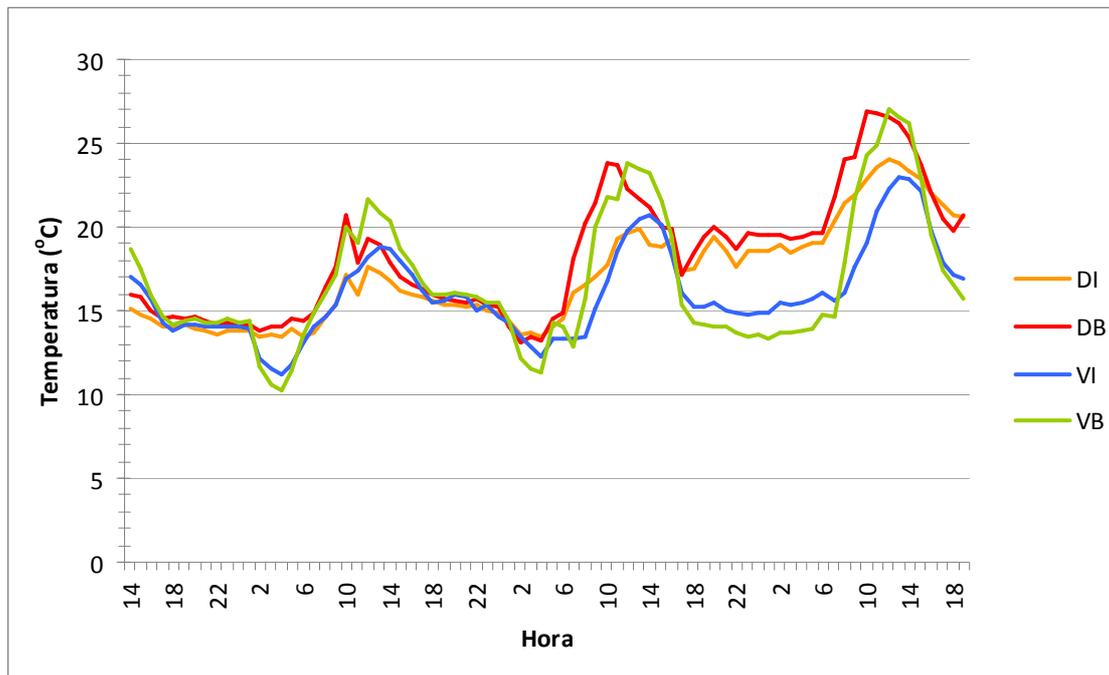


Figura 52: Temperatura do ar (mensurada entre 17 e 20 de agosto de 2010). VI = Fundo de vale - interior; VB = Fundo de vale - borda; DI = Divisor - interior; e DB = Divisor - borda.

Figueiró (*op. cit.*) observou também um padrão de inversão térmica na parte da manhã, quando as bordas apresentaram menores temperaturas, o que atribuiu à dificuldade de conservar a energia devido à maior exposição. No presente estudo tal inversão só ocorreu no fundo de vale à noite, quando VB de fato apresentou temperaturas ligeiramente menores que VI (em torno de 1 - 2 °C). No entanto, as temperaturas mínimas noturnas mostraram relação mais forte com a topografia, pois VI e VB apresentaram valores mínimos inferiores a DI e DB em cerca de 3 - 5° C.

O ambiente que mostrou maior variabilidade térmica, portanto, foi a borda no fundo de vale, podendo indicar um maior grau de estresse para a vegetação florestal, adaptada a variações mais baixas. Vale lembrar que isto ocorreu a despeito de a cobertura do dossel de VB praticamente não ter diferido daquela de VI. Certamente a entrada lateral de luz em VB responde por grande parte da maior exposição de VB, mas é interessante notar também que o método utilizado para estimativa da cobertura de dossel é bastante limitado pelo fato de não ter havido mensuração (e nem classificação de diferentes níveis) de incidência de radiação. Qualitativamente, no entanto, observou-se que VB apresenta menor estratificação vertical e dossel bem mais homogêneo que VI, formado pelos pequenos foliólulos do pau-jacaré, o que muito provavelmente permite maior entrada de luz.

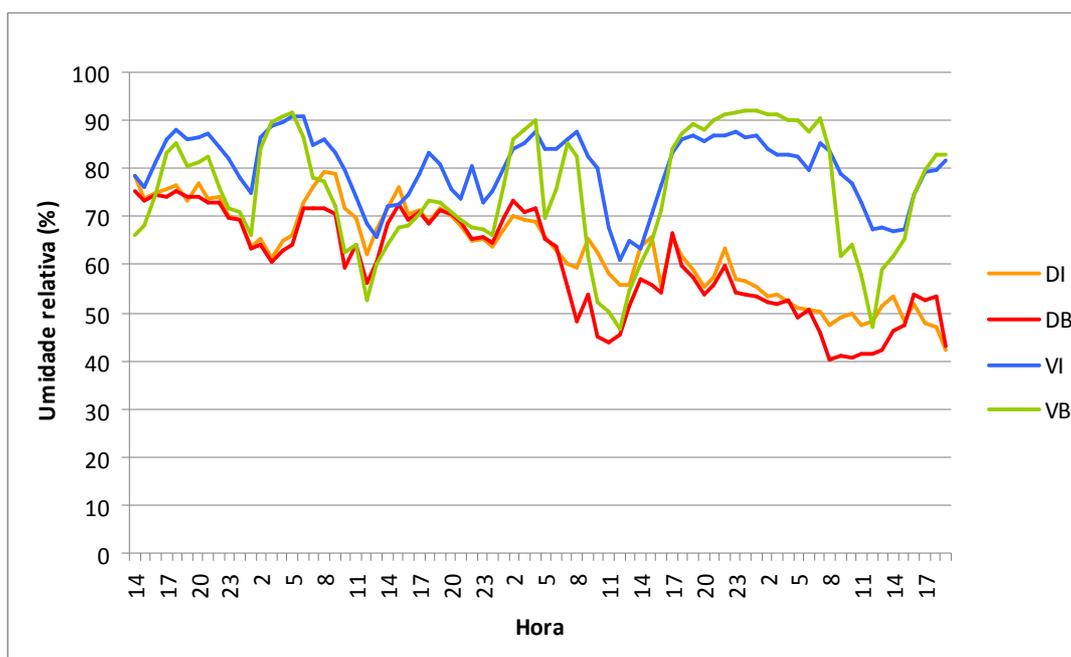


Figura 52: Umidade relativa do ar (mensurada entre 17 e 20 de agosto de 2010). VI = Fundo de vale - interior; VB = Fundo de vale - borda; DI = Divisor - interior; e DB = Divisor - borda.

Quanto à umidade relativa do ar, os ambientes de fundo de vale (VB e VI) mostraram valores superiores aos encontrados no divisor durante quase todo o tempo de mensuração, com picos em torno de 90%. VB apresentou também os menores valores diurnos, juntamente com DB, evidenciando novamente uma maior variabilidade, o que denuncia a dificuldade intrínseca de retenção de umidade na borda florestal. Os ambientes de divisor apresentaram amplitude de variação bem menor, e seus valores de umidade relativa ficaram em torno de 75% no primeiro dia, decrescendo gradativamente para cerca de 45% no quarto dia.

É importante ressaltar que o período de mensuração de temperatura e umidade relativa do ar foi precedido por dias levemente chuvosos (precipitação de 0,4 mm, 0,2 mm, 7,2 mm, e 0,8 mm entre os dias 14 e 17 de agosto). Porém, a partir do dia 18 de agosto (segundo dia de mensuração) a precipitação foi zero, o que se refletiu em um aumento gradual da temperatura e na diminuição gradual da umidade em todos os ambientes (exceto por VI e VB, que mantiveram picos semelhantes de umidade relativa).

A umidade percentual do solo (Figura 53), como esperado, foi quase sempre maior no horizonte de 5-10 cm do solo (exceto por VB), e mostrou relação (embora sutil) tanto com a topografia quanto com a cobertura vegetal. Os valores obtidos foram ligeiramente maiores no fundo de vale (média de 11,68% contra 10,68% no divisor nos primeiros 5 cm do solo), e observou-se também uma leve diminuição da umidade em um gradiente interior – gramíneas (médias de 13,15%, 10,76% e 9,63%). Tais diferenças não foram significativas

entre divisor e vale, mas o foram entre interior e gramíneas ($H=11,8012$, $GL=2$ e $p=0,0027$). A coleta de solo para medição de sua umidade ocorreu em uma época de relativa seca, e foi precedida por três dias levemente chuvosos (2,6 mm).

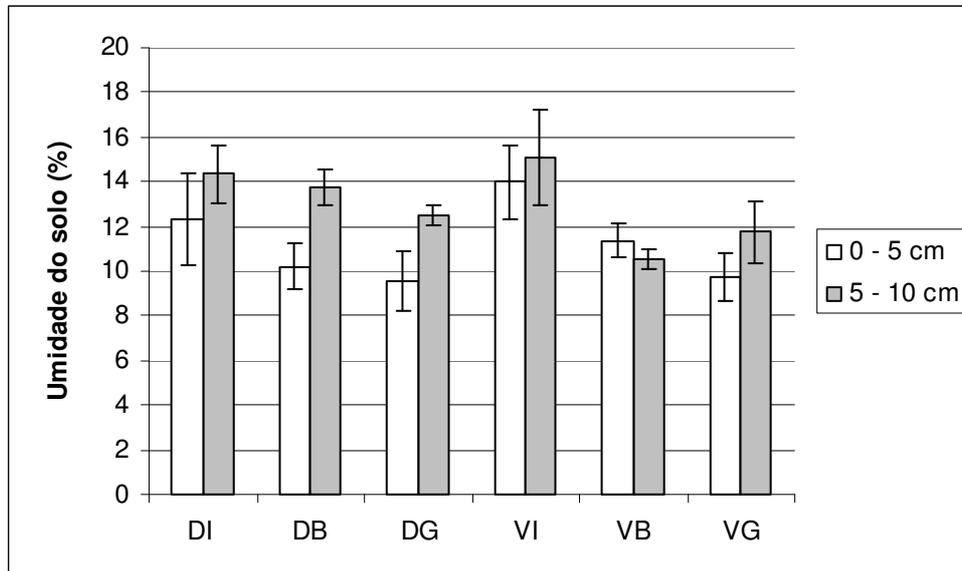


Figura 53: Umidade do solo. VI = Fundo de vale - interior; VB = Fundo de vale - borda; DI = Divisor - interior; e DB = Divisor - borda.

A umidade percentual da serapilheira acumulada evidenciou alguns padrões bastante esperados: foi em média maior no fundo de vale, sendo que as diferenças foram significativas para todas as frações exceto para O_2 (O_1 : $t=-4,737$, $GL=10$ e $p=0,001$; galhos: $t=-2,681$, $GL=10$ e $p=0,023$; raízes: $t=-3,487$, $GL=10$ e $p=0,006$; média da umidade das frações: $t=-13,273$, $GL=10$ e $p=0,011$). Além disso, os maiores valores de umidade foram observados em VI, para todas as camadas de estoque consideradas. Surpreende bastante, no entanto, que DI tenha apresentado valores em média menores que DB (exceto para O_1).

Figueiró (2005) sustenta que a umidade presente na serapilheira, embora possua tempo de residência menor e variabilidade maior do que a umidade do solo, representa um elemento fundamental para a manutenção das reservas hídricas do sistema, uma vez que atenua ou até elimina, em alguns casos, o potencial gradiente de umidade existente entre zonas de borda e de interior florestal. Em um experimento para estabelecer uma curva média de perda de umidade pela serapilheira das diferentes áreas, o autor observou que a serapilheira da borda perdeu menos umidade que a de interior (e portanto continha menos), o que atribuiu à maior exposição a ventos e maior temperatura nas bordas. Por outro lado, os resultados do autor mostraram também que o fundo de vale (em uma das áreas de estudo), mesmo estando sob efeito de borda, apresentou percentuais de umidade na

serapilheira maiores que as posições mais altas na encosta, evidenciando a influência da topografia nas condições climáticas locais.

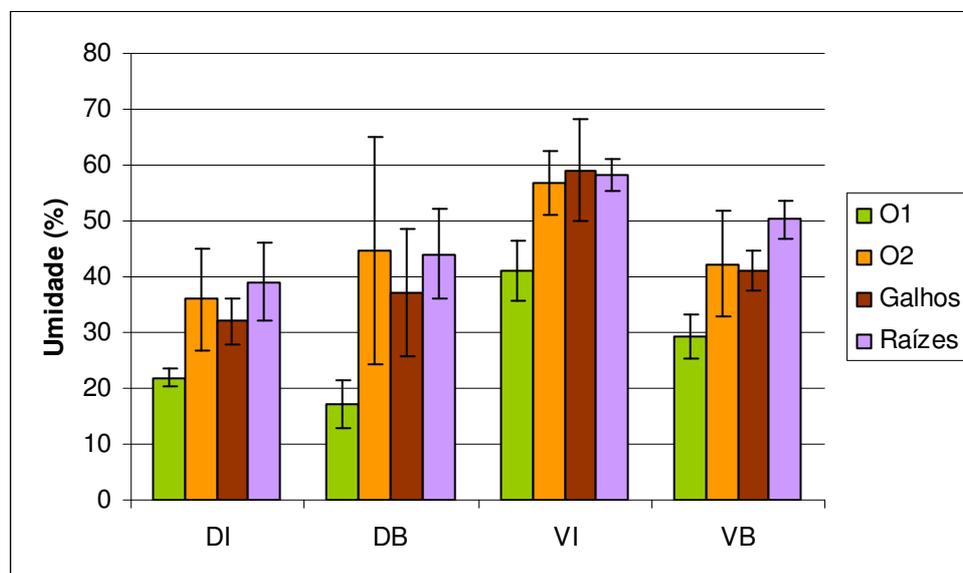


Figura 54: Umidade do estoque de serapilheira. VI = Fundo de vale - interior; VB = Fundo de vale - borda; DI = Divisor - interior; e DB = Divisor - borda.

Comparando-se ainda as diferentes camadas, nota-se que, como esperado, O₂ apresentou umidade sempre bem maior que O₁, o que se deve à maior superfície específica do material mais fragmentado (Voight e Walsh *apud* Coelho Netto 1992). Os galhos e raízes de forma geral mostraram percentuais próximos aos de O₂. A coleta de estoque utilizada para medição de sua umidade (20/11/2010) ocorreu em uma época de aumento da pluviosidade, tendo sido precedida por dez dias em que foi registrado um total de chuvas de 21,2 mm.

Outro interessante aspecto a ser ressaltado é a capacidade de tamponamento térmico da serapilheira (Montezuma, 2005), que ajuda a manter estável a temperatura do solo, essencial à regulação da dinâmica populacional dos microorganismos decompositores (Figueiró, 2005). O último autor observou que, em situações específicas de grande aquecimento da superfície e efetivo recobrimento do solo pela serapilheira, a diferença de temperatura entre o topo desta e o topo do solo chegou a 3,1 °C – e este eficaz tamponamento mostrou-se diretamente relacionado a uma melhor estruturação da camada de serapilheira. No presente estudo, é possível sugerir que a maior umidade da serapilheira em VI, provavelmente ligada à maior contribuição de O₂ observada neste mesmo ambiente, proporciona um melhor tamponamento térmico do solo e, portanto, um melhor funcionamento deste compartimento.

Os resultados obtidos reforçam a idéia de que tanto a topografia quanto a cobertura vegetal atuam sensivelmente no controle do clima local, potencialmente influenciando os processos geo-hidroecológicos que levarão à regeneração ou à degradação florestal. Isto porque as espécies florestais são bastante limitadas por fatores climáticos: embora muitas necessitem de maior incidência luminosa nos estágios iniciais de desenvolvimento, aproveitando-se da formação de clareiras, suas exigências de umidade não costumam permitir que se mantenham em locais muito abertos. Além disso, em ambientes de borda ou em áreas dominadas por gramíneas a competição com espécies pioneiras e a frequente ocorrência de incêndios são importantes fatores adicionais a dificultar seu estabelecimento.

Infelizmente não foi possível realizar as mensurações de clima na área aberta de gramíneas, já que o incêndio de agosto de 2010 destruiu os abrigos para os *dataloggers*. Zaú (1994), porém, em estudo também no maciço da Tijuca, encontrou temperaturas máximas do ar alteradas tanto em valores médios como absolutos e nas oscilações, sendo ampliadas em mais de 25% quando da substituição da floresta pelo capim; a mata alterada, como esperado, apresentou valores de temperaturas máximas do ar intermediários entre a floresta conservada e o capim.

5.3. NOTA: AS GRAMÍNEAS E O FOGO

O presente estudo não foi delineado para investigar as influências do fogo no funcionamento da floresta. Com a ocorrência de um grande incêndio em agosto de 2010, a comparabilidade entre os diferentes ambientes foi prejudicada. Por outro lado, novos horizontes se abriram, pois percebeu-se que não é possível pensar a tensão entre a floresta e as gramíneas sem considerar o potencial de incêndios gerado por elas. Estudos do GEOHECO (2000) indicam que o fogo é, ao lado da expansão urbana, o maior agente de alteração do fragmento florestal que ocupa o Maciço da Tijuca, e que as áreas queimadas se alastraram drasticamente entre 1972 e 1996.

Penna Firme e Oliveira (2010) ressaltam ainda que os incêndios em florestas urbanas diferem daqueles predominantes em zonas rurais sob vários aspectos. Por razões não muito claras do ponto de vista ecofisiológico, nos incêndios que atingem uma floresta em pé (os de florestas urbanas geralmente são assim), o índice de perdas por morte pode ser superior a 40% (Penna Firme, 2003, *apud* Penna Firme e Oliveira (2010), enquanto que na agricultura de coivara (de subsistência, em que as árvores são previamente derrubadas e secas no local), a rebrota dos tocos após o incêndio é superior a 95% (Oliveira, 1999, *apud* Penna Firme e Oliveira (2010).

O evento de incêndio na bacia do Quitite parece ter sido proposital, pois havia indícios de manipulação de material inflamável na área. Além disso, segundo relato de moradores da região, aquela área de gramínea “pega fogo todo ano”. Embora a hipótese de balões não possa ser definitivamente excluída, acredita-se fortemente que tais incêndios sejam provocados para se “limpar o pasto”, visando, dentre outras coisas, a impedir o crescimento da floresta – pois isto poderia causar problemas aos proprietários locais, visto que a área em questão faz parte da zona de amortecimento do Parque Nacional da Tijuca.

O favorecimento de incêndios pelas gramíneas se relaciona a uma série de características: a maioria delas produz grandes quantidades de combustível fino, rebrotados facilmente dos meristemas basais (Veldman *et al.*, 2009); além disso, a grande razão área de superfície / volume de suas folhas e sua típica acumulação de biomassa morta, aliadas ao dossel homogêneo criado por elas (o que promove velocidades do vento maiores), também favorecem a probabilidade de incêndios (Mack e D’Antonio, 1998). Assim, os incêndios nas áreas de gramíneas não só podem facilmente espalhar e destruir as formações florestais pioneiras adjacentes, como também promover a degeneração de florestas em estágios sucessionais mais avançados através da propagação de efeitos de borda (Coelho Netto, 2005), podendo originar ciclos de degradação. Veldman *et al.* (2009) observaram, por exemplo, em estudo em uma área de 12 ha experimentalmente queimada, que a cobertura de uma gramínea exótica muito abundante no local aumentou 315% três

anos após o incêndio, enquanto a área-controle (não queimada) teve sua cobertura de gramíneas reduzida em 31% no mesmo período.

Considerando que a composição de espécies pode diferir sensivelmente de acordo com a posição topográfica (Slik e Eichhorn, 2003), pode-se concluir que a tendência, a partir dos incêndios recorrentes, é de que ocorra uma extinção seletiva de espécies, pois a diversidade das zonas de posição topográfica mais elevada seria mais ameaçada. Em um cenário pessimista, isso geraria ecossistemas permanentemente alterados, dominados por poucas espécies pioneiras e com uma diversidade também reduzida de espécies climáticas remanescentes em posições topográficas mais baixas (Slik e Eichhorn, 2003).

Apesar da reconhecida habilidade competitiva das gramíneas em áreas abertas ou de borda florestal, a importância de sua competição com as plântulas e juvenis arbóreos *per se* é controversa. Segundo Veldman *et al.* (2009), na ausência de distúrbios consecutivos, a presença de gramíneas seria fatalmente temporária, pois elas seriam excluídas competitivamente pelas espécies de regeneração da floresta. Assim, a invasão de florestas por gramíneas se deveria principalmente ao favorecimento de incêndios, e, desta forma, tornaria-se fundamental analisar o fenômeno à luz das mudanças no regime de distúrbios, de um regime com raros incêndios para um com frequentes (Mack e D'Antonio, 1998; Bond, 2008; Veldman *et al.*, 2009).

O fogo constitui, sabidamente, um importante tipo de distúrbio, de consequências severas nos ecossistemas que não coevoluíram com ele, podendo gerar alterações nos mais distintos níveis: modificações atmosféricas, biológicas, na dinâmica hidrológica e erosiva, na ciclagem dos nutrientes e em propriedades do solo durante e/ou após a queimada são há muito conhecidas. Entretanto, tais alterações são dependentes das características inerentes ao sistema, como clima (temperatura e umidade do ar) e quantidade / qualidade do material combustível, e das próprias propriedades do incêndio, como intensidade, duração, frequência de recorrência e época de ocorrência (Freitas, 2001).

Um dos efeitos mais visíveis do fogo em áreas florestadas é a rarefação do dossel. Slik e Eichhorn (2003) observaram que, de fato, mesmo três anos após os incêndios, a abertura do dossel em florestas queimadas foi bem superior à da floresta não queimada. Porém, tal abertura já havia sido bem maior entre 8 e 12 meses após um dos incêndios, indicando que o dossel pode se fechar relativamente rápido, o que se relaciona ao conhecido e bem documentado aumento da densidade de espécies pioneiras em áreas queimadas. De forma inversa, a densidade de espécies climáticas costuma ser fortemente reduzida após os incêndios, especialmente nas classes de menor diâmetro, o que provavelmente se deve ao fato de estas possuírem cascas mais finas (Slik e Eichhorn, 2003). Os autores constataram ainda que, diferentemente da situação verificada após um único incêndio, após dois incêndios a chance de desaparecimento de espécies de sub-

bosque (de menor diâmetro à altura do peito), foi significativamente maior. Assim, a recorrência de queimadas torna a regeneração da floresta muito mais difícil, porque certos grupos de espécies são afetados desproporcionalmente.

Em geral, áreas de recorrência de um mesmo tipo de impacto tornam-se ambientes tão estressantes que tendem a ser ocupadas por um grupo de espécies vegetais específicas, adaptadas àquele tipo de impacto (Freitas, 2001). Como o fogo é um agente bastante poderoso do ponto de vista da alteração sistêmica, poucas espécies têm a capacidade de sobreviver a longo prazo, o que torna os ambientes queimados extremamente pobres em termos de diversidade de organismos. No maciço da Tijuca, um claro exemplo disto é a existência de cambarazais (adensamentos de *Gochnatia polimorpha*, espécie resistente ao fogo), que se estabelecem nas áreas abertas e cujos efeitos na evolução da vegetação são ainda desconhecidos. Neves e Peixoto (2008), realizando estudo florístico em fragmentos florestais em Poço das Antas, encontraram que *G. polimorpha* foi extremamente abundante no sub-bosque de uma floresta jovem (20 anos), e sugeriram que a espécie, ao colonizar ambientes abertos formando capoeiras, poderia criar condições para o estabelecimento de outras espécies que necessitam de algum tipo de sombreamento para germinarem. Seria, portanto, uma facilitadora do retorno da floresta – isto, claro, apenas na ausência de fogo.

Os incêndios recorrentes tendem a causar alta mortalidade e extinção local das espécies adaptadas aos ambientes florestais, pois, se um primeiro evento mata os adultos, o próximo não permite que as sementes germinem ou que as plântulas se desenvolvam (Zedler *et al.*, 1983, *apud* Freitas, 2001). Além disto, mesmo quando as queimadas são em baixa intensidade, podem não matar diretamente os indivíduos adultos, mas fragilizam a casca das árvores, podendo causar danos maiores no incêndio seguinte (Gill, 1980, *apud* Freitas 2001). Ainda segundo Gill (1980, *apud* Corrêa, 2004), florestas secundárias ou degradadas se incendiam com muito mais facilidade, por apresentar umidade relativamente baixa e quantidade de matéria orgânica relativamente alta.

Uma ampla gama de efeitos do fogo ocorre também no topo do solo, e Freitas (2001) ressalta que a natureza e a durabilidade destes efeitos são aspectos fundamentais na modificação e na recomposição dos ecossistemas de florestas tropicais. Tais alterações devem-se primariamente ao calor e à produção de cinzas, e podem ter caráter químico, físico e biológico, tendendo a ser expressivas nos horizontes holorgânicos e nos primeiros centímetros do solo mineral. Já foram encontrados, por exemplo, efeitos do fogo no grau de repelência à água (Doerr, Shakesby e Walsh, 2000), na distribuição espacial de nitrogênio e fósforo (Rodríguez *et al.*, 2009) e na agregação de partículas do solo (Andreu, Imeson e Rubio, 2001). Porém, o grande número de variáveis envolvidas nas respostas do compartimento do topo do solo gera também grande complexidade. Estudos sobre o

assunto comumente mostram resultados divergentes, geralmente relacionados a fatores locais, sendo de difícil padronização.

Por outro lado, alguns efeitos do fogo na dinâmica hidrológica e erosiva do solo são mais bem documentados, permitindo certos consensos. Segundo Freitas (2001), uma alteração bastante comum é a diminuição da capacidade de infiltração de água, levando a um aumento do fluxo superficial hortoniano e um conseqüente aumento da erosão superficial, o que se deve, primeiramente, à exposição do solo relacionada à destruição da vegetação e da serapilheira. Os principais eventos erosivos derivados do fogo são, portanto, temporalmente dispersos e podem ser catastróficos: se as chuvas subseqüentes atingirem alta intensidade, devem causar mais erosão do que muitos anos seguidos de chuvas em áreas cobertas por floresta (Freitas, 2001). É possível concluir então que as áreas dominadas por gramíneas se constituem como zonas de provável recorrência de incêndios, degradando as florestas adjacentes e favorecendo outros distúrbios como os deslizamentos.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os padrões de paisagem evidenciados pelos mapeamentos de uso e de topografia indicam que a presença de gramíneas, e, portanto, também a dinâmica de bordas floresta-gramínea, são determinadas, ao menos em parte, por alguns fatores topográficos. A forte concentração de áreas de gramíneas em encostas voltadas para o norte, encostas que recebem alta radiação e em divisores e altas encostas sugere que a menor umidade nestes ambientes seja um importante fator a influenciar o aumento deste tipo de vegetação ruderal. De fato, as gramíneas geralmente só conseguem invadir uma área coberta por floresta se antes houver corte ou queima, e a própria queima é favorecida pela menor umidade nos divisores, configurando-se aí um mecanismo de *feedback* positivo entre gramíneas e incêndios em posições topográficas mais elevadas.

Como a água controla tanto a erosão quanto a distribuição dos organismos e a revegetação, pode-se concluir que a topografia, indiretamente, tem influência significativa nos processos de degradação em qualquer ecossistema (Freitas, 2001). Este autor sustenta que, em muitas bacias antropizadas sujeitas a incêndios no maciço da Tijuca, o controle topográfico sobre a degradação florestal é potencializado, pois a própria ocorrência, intensidade e duração dos eventos é bastante influenciada pela distribuição dos fluxos d'água. Nieuwstadt (2002, *apud* Slik e Eichhorn, 2003), por exemplo, já observou que, em uma grande área florestada que sofreu incêndios, a porcentagem de floresta não queimada foi significativamente maior em fundos de vale, planícies de inundação e baixas encostas. Assim, os resultados do presente estudo reforçam as previsões de Zaú (1994) de que, se mantidas as condições atuais de estresse, as áreas florestadas do maciço da Tijuca (em especial nas vertentes norte e oeste), tenderão a persistir somente em zonas de convergência de fluxos d'água. As áreas de mata alterada, por sua vez, poderão se ampliar devido ao espraiamento do efeito de borda.

Alguns indicadores de campo do presente estudo evidenciaram sensíveis diferenças entre o divisor (na verdade alta encosta) e o fundo de vale, com tendências que corroboram a idéia de que florestas em posição topográfica mais elevada e com declividade acentuada poderiam estar sujeitas a condições mais limitantes, sendo portanto mais vulneráveis. No divisor foram observados, por exemplo, umidade relativa do ar e umidade da serapilheira acumulada bem inferiores, além de um maior estoque total de serapilheira (sugerindo decomposição mais lenta). Encontraram-se também menores concentrações de diversos nutrientes (entre eles nitrogênio e fósforo, este último fortemente limitante em ecossistemas tropicais) e menor CTC (Capacidade de Troca Catiônica). Por outro lado, as temperaturas mínimas noturnas foram registradas no fundo de vale, contrariando as expectativas de maior variabilidade térmica no divisor.

Outras diferenças encontradas entre as duas posições topográficas são de interpretação neutra, como a observação, no solo do divisor, de menor percentual de areia e maior de argila, o que provavelmente se deve a um carreamento intenso de sedimentos finos no fundo de vale, que é bastante encaixado. Os parâmetros estruturais da vegetação adulta evidenciaram que a floresta de divisor é de fato mais tardia que a de fundo de vale (pois apresenta densidade de indivíduos, área basal, DAP e coeficiente de variação do DAP bem superiores). Apesar disso, observou-se uma tendência de que as árvores no divisor tenham menor altura relativa (expressa na maior relação DAP/H), padrão frequentemente relatado na literatura.

Quanto aos tipos de cobertura vegetal investigados (interior e borda florestal, e, para os parâmetros de solo, também gramíneas), alguns indicadores evidenciaram também diferenças importantes. As temperaturas do ar máximas diurnas foram bem superiores nas bordas, denunciando em última análise uma maior variabilidade térmica para VB (que apresentou também as menores temperaturas noturnas). Este ambiente mostrou ainda a maior variabilidade para a umidade relativa do ar: apesar de se ter registrado uma maior umidade média para o fundo de vale, VB apresentou valores diurnos quase tão baixos quanto o divisor na hora do sol mais alto, o que mostra a dificuldade deste ambiente de borda de reter umidade de dia e calor à noite. A incidência de radiação solar é certamente bem maior nas bordas devido à exposição lateral a que estão sujeitas. Além disso, a cobertura de dossel se mostrou bem inferior em DB do que em DI, evidenciando o efeito dos incêndios recorrentes nesta borda. No fundo de vale, embora o método de estimativa não tenha permitido observar diferenças, foi possível notar aspectos qualitativos que provavelmente conferem dossel mais aberto também a VB em comparação com VI (menor sobreposição de estratos e dossel homogêneo formado por pequenos folíolos). A umidade do solo mostrou clara diminuição em um gradiente interior - borda - gramíneas, como seria esperado, e no fundo de vale a umidade da serapilheira acumulada no solo mostrou-se maior no interior do que na borda.

Em relação às características físicas do solo, foi observado um aumento na densidade aparente, e, inversamente, uma diminuição na porosidade total em um gradiente interior - borda - gramíneas. A razão macro / microporosidade, por outro lado, foi maior nas bordas, intermediária nos interiores e menor nas gramíneas. No divisor o percentual de macroagregados aumentou em direção às gramíneas, mas no fundo de vale a borda apresentou o maior percentual, acompanhando sua maior macroporosidade. A distribuição das classes de tamanho de agregados, no entanto, mostrou que a maior agregação em DG, VB e, secundariamente, DB, se deveu a um maior percentual da classe de 2 a 4 mm. Estes são agregados estáveis porém funcionalmente menos resistentes a distúrbios. Para as classes intermediárias (1 mm, 0,5 mm e 0,25 mm), consideradas mais resistentes por se

constituem de mais argila, os interiores florestais apresentaram nitidamente os maiores percentuais. Em termos químicos, a CTC mostrou tendência de diminuição em direção às gramíneas, assim como o conteúdo de carbono orgânico (à exceção de algumas amostras discrepantes em VG, que apresentaram altíssimos valores relacionados à presença de carvão na área). A razão C/N, como esperado, se apresentou maior em DG (0-5 cm) e VG (5-10 cm). Outro aspecto interessante foi a maior quantidade de raízes finas nos interiores florestais em comparação com as bordas, sugerindo uma maior capacidade de retenção de nutrientes no sistema.

Alguns parâmetros químicos do solo evidenciaram particularidades de determinados ambientes, não generalizáveis para as diferentes posições topográficas ou coberturas vegetais. As bases trocáveis, por exemplo, apresentaram distribuições variáveis, destacando-se geralmente em algum ambiente de fundo de vale. Na soma de bases resultante, porém, chamou a atenção o fato de que DI e DB tenham apresentado valores baixíssimos, gerando também baixa fertilidade (V%) e baixa CTC efetiva. Isto se relacionou diretamente ainda com uma alta aluminização, um baixo pH e um baixo conteúdo de cálcio em DI e DB, sugerindo que estes ambientes vêm sofrendo intensa lixiviação, o que surpreendentemente não estaria ocorrendo em DG.

Por fim, certos elementos parecem influenciar a dinâmica de bordas floresta-gramínea de forma a gerar padrões complexos de funcionamento ou ausência de padrões. Diferentes estágios sucessionais da floresta, por exemplo, implicam mudanças florísticas e estruturas de vegetação distintas em termos de densidade de indivíduos, área basal, cobertura e estratificação de dossel, o que pode causar expressivas diferenças na produção e decomposição da serapilheira. A produção mostrou-se generalizadamente maior em VI, possivelmente relacionando-se a ventos canalizados no fundo de vale, idéia que foi reforçada pelo aumento da produção em VI e VB com o aumento das chuvas, o que não ocorreu no divisor. Os ventos, no entanto, não afetaram tanto VB quanto VI, o que pode ter ocorrido em função da forte dominância de pau-jacaré em seu dossel. Nesta mesma borda, a invasão de gramíneas claramente suprime o desenvolvimento de plântulas de espécies florestais, o que se refletiu em menor densidade no sub-bosque em comparação com VI (padrão inverso ao encontrado no divisor, este sim, esperado). Na borda do divisor, a existência de arbustos intensamente ramificados e de uma superfície de ruptura de uma antiga cicatriz de deslizamento parecem dificultar a invasão das gramíneas. Em termos climáticos, no entanto, este tamponamento acaba não perdurando provavelmente devido aos incêndios recorrentes.

É preciso ressaltar, então, que são muitas as variáveis a influenciar a distribuição da cobertura vegetal no maciço da Tijuca. Yamagawa *et al.* (2006) chamam a atenção para o fato de que fatores antrópicos, em muitas situações, podem afetar a regeneração florestal

mais do que fatores ambientais como a topografia. Crk *et al.* (2009) obtiveram que, dentre 21 variáveis biofísicas, socioeconômicas e de paisagem analisadas, as que melhor predisseram o retorno da floresta em uma paisagem foram a porcentagem de cobertura florestal em um raio de 100 m do ponto considerado, a distância em relação a estradas primárias e reservas naturais, a inclinação e a orientação das encostas e a altitude. A influência positiva da inclinação e da altitude, no entanto, foram atribuídas pelos autores à baixa qualidade do solo para agricultura, à baixa acessibilidade e ao clima mais úmido.

Os resultados parciais deste estudo constituem, assim, apenas um primeiro passo na busca de avaliar a possível influência da posição topográfica na dinâmica de bordas floresta-gramínea em relevos montanhosos. A existência de padrões espaciais e temporais de distribuição das áreas de gramínea aponta para a necessidade de investigação mais aprofundada dos processos geo-hidroecológicos que ocorrem nas bordas florestais, para, a partir daí, procurar explicações mais claras em relação ao equilíbrio ou não-equilíbrio entre efeito de borda e regeneração florestal de acordo com a posição na encosta. Futuras questões a serem respondidas na continuidade desta pesquisa incluiriam: é possível, com base nos padrões espaciais e temporais da dinâmica de bordas floresta-gramínea em zonas montanhosas, estimar o grau de estabilidade destas bordas? Existe uma distância crítica do divisor (considerando a direção ascendente) a partir da qual a regeneração florestal tende a desacelerar?

7. BIBLIOGRAFIA

- Andreu, V., Imeson, A.C. e Rubio, J.L. (2001). Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena* 44: 69-84.
- Arrieta, S. e Suárez, F. (2005). Spatial patterns of seedling emergence and survival as a critical phase in holly (*Ilex aquifolium* L.) woodland recruitment in Central Spain. *Forest Ecology and Management* 205: 267-282.
- Ashton, M.S., Gunatilleke, C.V.S., Singhakumara, B.M.P e Gunatilleke, I.A.U.N. (2001). Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. *Forest Ecology and Management* 154: 409-430.
- Attiwill, P.M. e Adams, M.A. (1993). Tansley Review n 50 – Nutrient cycling in forests. *New Phytol* 124:561-582.
- Azevedo, A.C. e Bonumá, A.S. (2004). Partículas coloidais, dispersão e agregação em latossolos. *Ciência Rural* 34: 609-617.
- Baldissera, R. e Ganade, G. (2005). Predação de sementes ao longo de uma borda de Floresta Ombrófila Mista e pastagem. *Acta Botânica Brasilica* v.19 n.1 São Paulo.
- Begon, M., Townsend, C.R. e Harper, J.L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. Ed. Blackwell, 4a edição.
- Begum, F., Bajracharya, R.M., Sharma, S. e Sitaula, B.K. (2010). Influence of slope aspect on soil physico-chemical and biological properties in the mid hills of central Nepal. *International Journal of sustainable Development and World Ecology*, vol 17, pages 438 – 443.
- Bellingham, P.J., Tanner, E.V.J. (2000). The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. *Biotropica* 32:378-384.
- Bond, W.J. What limits trees in C4 grasslands and savannas? (2008). *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 641-659.
- Campanello, P.I., Gatti, M.G., Ares, A., Montti, L. e Goldstein, G. (2007). Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 252: 108-117.
- Carvalho, P.E.R. (2004). Pau-Jacaré - *Piptadenia gonoacantha* – circular técnica 91da Embrapa Florestas, Colombo, PR. ISSN 1517-5278.
- Castro Jr., E. (1991) O papel da fauna endopodônica na estruturação física do solo e implicações sobre a hidrologia de superfície nas encostas montanhosas da Floresta da Tijuca. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia/UFRJ. 120p.
- Chen, J.; Saunders, S.C.; Crow, T.R.; Naiman, R.J.; Brososke, K.D.; Mroz, G.D.; Brookshire, B.L. e Franklin, J.F. (1999). Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *Bioscience*, v. 49, n. 4, p. 288-297.
- Chirol, A.A. (2003). Relações solo-fauna durante sucessão florestal em cicatrizes de movimento de massa. Dissertação de mestrado - IGEO-UFRJ, 148p.
- Chirol, A.A. (2009). Reabilitação funcional de clareiras associadas a deslizamentos em encostas íngremes sob a floresta atlântica – uma abordagem geohidroecológica. Tese de doutorado – IGEO-UFRJ, 156p.
- Christofolletti, A.L.H. (2007). Sistemas dinâmicos: as abordagens da Teoria do Caos e da geometria fractal em geografia. In: Vitte, A.C. e Guerra, A.J.T. (orgs) Reflexões sobre a geografia física no Brasil, 2ª ed., Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 280p.
- Clark, D. B. e Clark, D. A. (2000). Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 137: 185-198.
- Clement, J.C., Pinay G., Marmonier, P. (2002). Three-dimensional and seasonal dynamics of denitrification along catenas in three riparian wetlands with different vegetation cover. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1025-1037.

- Clevelário Jr., J. (1988). Quantificação da massa e do reservatório de nutrientes na serapilheira da bacia do Alto rio da Cachoeira, Parque Nacional da Tijuca, e avaliação da sua participação na ciclagem de nutrientes. Dissertação de mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Geoquímica da Universidade Federal Fluminense.
- Coelho Netto, A.L. (1979). O processo erosivo nas encostas do maciço da Tijuca, RJ. Dissertação de mestrado, IGEO/UFRJ.
- Coelho Netto, A.L. (1985) Surface hydrology and soil erosion in a Tropical mountainous rainforest drainage basin, Rio de Janeiro. Doctor thesis – Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.
- Coelho Netto, A.L. (1987). Overland flow production in a tropical rainforest catchment: the role of litter cover. *Catena*, n. 14, p. 213-231.
- Coelho Netto, A.L. (2005). A interface florestal-urbana e os desastres naturais relacionados à água no maciço da Tijuca: desafios ao planejamento urbano numa perspectiva sócio-ambiental. *Revista do Departamento de Geografia*, 16: 46-60.
- Comita, L.S., Uriarte, M., Thompson, J., Jonckheere, I., Canham, C.D. e Zimmerman, J.K. (2009). Abiotic and biotic drivers of seedling survival in a hurricane-impacted tropical forest. *Journal of Ecology* 97: 1346-1359.
- Corrêa, R.S. (2004). Efeito dos incêndios florestais na zona de enraizamento em encostas íngremes: vertente norte, maciço da Tijuca / RJ. Dissertação de mestrado, PPGG/UFRJ.
- Crk, T., Uriarte, M., Corsi, F. e Flynn, D. (2009). Forest recovery in a tropical landscape: what is the relative importance of biophysical, socioeconomic, and landscape variables? *Landscape Ecology*, DOI 10.1007/s10980-009-9338-8 (publicado online).
- D'Antonio, C.M. e Vitousek, P.M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass / fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Sust.* 23: 63-87.
- Descheemaeker, K., Muys, B., Nyssen, J., Sauwens, W., Haile, M., Poesen, J., Raes, D. E Deckers, J. (2009). Humus form development during forest restoration in exclosures of the Tigray Highlands, northern Ethiopia. *Restoration Ecology* vol 17, n 2, pp 280-289.
- Dias, M.A. e Coelho Netto, A.L. (2009). The role of topography in controlling the hydro-ecological soil functions at the forest-grass edges on steep slopes: Tijuca Massif, Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da "International Conference on Ecohydrology and Climate Change"*, Tomar, Portugal, set/2009.
- Didham, R.K. (1998). Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116: 397-406.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. e Walsh, R.P.D. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* 51: 33-65.
- EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo: 2. ed. Rio de Janeiro: Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1997. p. 212
- Faria, D., Mariano-Neto, E., Martini, A.M.Z., Ortiz, J.V., Montingelli, R., Rosso, S., Paciencia, M.L.B. e Baumgarten, J. (2009). Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management* 257: 2226-2234.
- Farias, J. A.C., Teixeira, I.F., Pes, L.S. e Alvarez Filho, A. (1994). Estrutura fitossociológica de uma floresta estacional decidual na região de Santa Maria, RS. *Ci. Flor.*, Santa Maria, v.4, n.1, p. 109-128.
- Fernandes, M.C., Avelar, A.S. e Coelho Netto, A.L. (2006). Domínios geo-hidroecológicos do Maciço da Tijuca, RJ: subsídios ao entendimento dos processos hidrológicos e erosivos. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, vol 29, p 122-148.
- Ferreira, L.V. e Laurance, W.F. (1997). Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology*, v. 11: 797-801.
- Figueiró, A.S. (2005). Mudanças ambientais na interface floresta-cidade e propagação de efeito de borda no Maciço da Tijuca - Rio de Janeiro, RJ. Tese de doutorado - IGEO-UFRJ, 380p.
- Firme, R.P. e Oliveira, R.R. (2010). Capítulo V: As marcas do fogo - Resultantes ecológicas de um incêndio florestal na produção de serapilheira de uma mata atlântica de encosta. *In: As marcas do*

- homem na floresta: história ambiental de um trecho urbano de mata atlântica/organização: Rogério Ribeiro de Oliveira. – Rio de Janeiro : Ed. PUC-Rio, 230 p.
- Fox, D.M., Maselli, F. e Carrega, P. (2008). Using SPOT images and field sampling to map burn severity and vegetation factors affecting post fire erosion risk. *Catena* 75: 326-335.
- Freitas, L.E. (2001). Transformações geoecológicas, hidrológicas e erosivas em ecossistemas florestais de encosta: o papel da recorrência de incêndio. Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós- Graduação em Geografia, UFRJ.
- Gale, N. (2000). The relationship between canopy gaps and topography in a western Ecuadorian Rain Forest. *Biotropica* 32(4a): 653-661.
- Gama, J.R.V., Botelho, S.A. e Bentes-Gama, M.M. (2002). Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzes baixa no estuário amazônico. *Revista Árvore*, vol 26, n 5.
- Gascon, C., Williamson, G.B. e Fonseca, G.A.B. (2000). Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- GEOHECO-SMAC-RJ. (2000). Estudos de qualidade ambiental do geoeossistema do Maciço da Tijuca: subsídios à regulamentação da APARU do Alto da Boa Vista. Relatório técnico, coordenado por Coelho Netto, A.L. e Secretaria de Meio Ambiente da Prefeitura do Rio de Janeiro, vol. 2. 155pp.
- Gimeno-García, E., Andreu, V. e Rubio, J.L. (2000). Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51: 201-210.
- Gonzalez, M., Deconchat, M. e Balent, G. (2009). Woody plant composition of forest layers: the importance of environmental conditions and spatial configuration. *Plant Ecology*, DOI 10.1007/s11258-009-9572-9. (publicado online).
- Guariguata, M.R. (1990). Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Journal of Ecology*, 78, 814-832.
- Hadley, K.S. (1994). The role of disturbance, topography, and forest structure in the development of a montane forest landscape. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, vol 21, n 1, pp 47-61.
- Haggar, J., Wightman, K. e Fisher, R. (1997). The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 99: 55-64.
- Häntzschel, J., Goldberg, V. e Bernhofer, C. (2005). GIS-based regionalisation of radiation, temperature and coupling measures in complex terrain for low mountain ranges. *Meteorol. Appl.* 12:33-42.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brosnokske, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S. e Esseen, P. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 768-782.
- Hartshorn, G.S. (1980). Neotropical forest dynamics. *Tropical Succession*, 23-30.
- Heithecker, T.D., Halpern, C.B. (2007). Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in western Washington. *Forest Ecology and Management* 248: 163-173.
- Herbst, M., Roberts, J.M., Rosier, P.T.W., Taylor, M.E. e Gowing, D.J. (2007) Edge effects and forest water use: a field study in a mixed deciduous woodland. *Forest Ecology and Management* 250: 176-186.
- Herwitz, S.R. e Young, S.S. (1994). Mortality, recruitment, and growth rates of montane tropical rain forest canopy trees on Mount Bellenden-Ker, Northeast Queensland, Australia. *Biotropica* 26(4): 350-361.
- Hillel, D. *Introduction to Environmental Soil Physics*: Burlington: Academic Press, 2003. p. 73-89.
- Jansen, R.C. (2001) Distribuição dos sistemas radiculares em encostas florestadas e sua influência sobre a infiltração. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia/UFRJ.

- Jose, S., Gillespie, A.R., George, S.J. e Kumar, B.M. (1996). Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *Forest Ecology and Management* 87: 51-62.
- Jules, E.S. e Priya, S. (2003). A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of vegetation Science* 14: 459-464.
- Kolehmainen, J. e Mutikainen, P. (2007). Population stage structure, survival and recruitment in the endangered East African forest herb *Saintpaulia*. *Plant Ecology* 192: 85-95.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M. e Laurance, S.G. (1998a). Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S., Hutchings, R.W e Lovejoy, T. (1998b). Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*, v. 12 n. 2: 460-464.
- Laurance, W.F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree*, v. 15, n.4.
- Laurance, W.F., Delarmônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L e Lovejoy, T.E. (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, v. 404, p. 836.
- Laurance, W.F.; H.E.M. Nascimento; S.G. Laurance; A.C. Andrade; P.M. Fearnside; J.E.L. Ribeiro, and R.L. Capretz (2006). Rain Forest Fragmentation and the Proliferation of Successional Trees. *Ecology* 87 (2): 469-482.
- Laurance, W.F. (2008). Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744.
- Laurance, W.F. e Curran, T.J. (2008). Impacts of Wind disturbance on fragmented tropical forests: a review and synthesis. *Austral Ecology* 33: 399-408.
- Li, Feng-Rui, Zhao, Li-Ya, Zhang, Hua, Liu, Ji-Liang, Lu, Hai-Yan e Kang, Ling-Fen. (2009). Habitat degradation, topography and rainfall variability interact to determine seed distribution and recruitment in a sand dune grassland. *Journal of Vegetation Science* 20: 847-859.
- Lima, R.A.F. e Moura, L.C. (2006). Canopy gap colonization in the Atlantic Montane Rain Forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 953-965.
- Lima, R.A.F. e Moura, L.C. (2008). Gap disturbance regime and composition in the Atlantic Montane Rain Forest: the influence of topography. *Plant Ecology* 197:239-253.
- Mack, M.C. e D'Antonio, C.M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Tree* vol 13, n 5.
- Mackay, D.S. e Band, L.E. (1997). Forest ecosystem processes at the watershed scale: dynamic coupling of distributed hydrology and canopy growth. *Hydrological Processes* 11: 1197-1217.
- Madari, B.E. (2004). Fracionamento de agregados – procedimento para uma estimativa compartimentada do sequestro de carbono no solo. Comunicado técnico 22 da EMBRAPA, RJ.
- Marangon, L. C., Soares, J. J., Feliciano, A. L. P. e Brandão, C. F. L e S. (2008). Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* vol 32 n 1.
- Margalef, R. (1991). *Teoria de los sistemas ecológicos*. Edit Universitat de Barcelona.
- Martins, S. V., Gleriani, J. M., Amaral, C.H. e Ribeiro, T.M. (2008). Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, vol 32, n 4.
- Miranda, J.C. (1992) Intercepção florestal nas encostas florestadas do Maciço da Tijuca, Parque Nacional da Tijuca. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia/UFRJ.
- Montezuma, R. C. M. (2005). Produção e reabilitação funcional do piso florestal em clareira de deslizamento - Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. Tese de doutorado - IGEO-UFRJ, 294p.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree*, v. 10, n. 2, p. 58-62.

- Nascimento, H.E.M. e Laurance, W.F. (2006). Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazônica* vol.36 n.2, Manaus.
- Negreiros, A.B. (2006). Respostas geohidroecológicas em clareira de deslizamento numa encosta florestada: Alto Rio dos Macacos, Maciço da Tijuca (RJ). Dissertação de mestrado - IGEO-UFRJ, 88p.
- Nelson, C.R. e Halpern, C.B. (2005). Edge-related responses of understory plants to aggregated retention harvest in the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 15(1): 196-209.
- Neves, G.M.S. e Peixoto, A. (2008). Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de dois remanescentes em regeneração de floresta atlântica secundária na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro. *Pesquisas, Botânica* n. 59: 71-112. São Leopoldo : Instituto Anchieta de Pesquisas.
- Nóbrega, M.A.F., Valeri, S.V., de Paula, R.C. e da Silva, S.A. (2008). Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio – SP. *Revista Árvore*, vol.32, n 5.
- Oliveira, R. R., Zaú, A. S., Lima, D. F., Silva, M. B. R., Vianna, M. C., Sodré, D. O. e Sampaio, P. D. (1995). Significado ecológico da orienta o de encostas no Maciço da Tijuca, Rio de Janeiro. *Oecologia Brasiliensis*, PPGG-UFRJ, v. 1.
- Oliveira, R.R., Avelar, A.S., Leão, O.M.R., Freitas, M.M., Coelho Netto, A.L. (1996). Degradação da floresta e desabamentos ocorridos em fevereiro de 1996 no Maciço da Tijuca, RJ. *Anais do XLVII Congresso Nacional de Botânica*, Nova Friburgo (RJ), vol. 1. 353-353.
- Ostertag, R., Marín-Spiotta, E., Silver, W.L. e Schulten, J. (2008). Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. *Ecosystems* 11: 701-714.
- Otilia, R. e Mercedes, C. (2008). Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science* 19: 575-583.
- Pinheiro, M.A.S. (2007). Fitossociologia de Áreas Enriquecidas com o Palmeiro *Euterpe edulis* (Martius) em Paisagens Alteradas da Mata Atlântica. Dissertação de mestrado, UFRRJ, Instituto de Florestas, Curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais.
- Pinto, S.I.C., Martins, S.V., Barros, N.F. e Dias, H.C.T. (2008). Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, v. 32, n. 3, p. 545-556.
- Pires, A.S., Fernandez, F.A.S. e Barros, C.S. (2006). Vivendo em um Mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In Rocha, C.F.D., H.G. Bergallo, M. Van Sluys & M.A.S. Alves (orgs.), *Biologia da Conservação: Essências*, RiMa Editora, São Carlos, pp. 231-260.
- Pires, F.R.M. & Heilbron, M.L. (1989). Estruturação e estratigrafia dos gnaisses do Rio de Janeiro, RJ. In: Simpósio de Geologia do Sudeste, 1. Rio de Janeiro. *Boletim de Resumos*. Rio de Janeiro, SBG. p:149-150.
- Portela, R.C.Q. e Santos, F.A.M dos (2007). Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. *Revista Brasil. Bot.* Vol 30, n 2, p 271-280.
- Prandini, F.L.; Guidicini, G., Bottura, J.A., Ponçano, W.L. E Santos, A.R. (1976) Atuação da cobertura vegetal na estabilidade de encostas: uma resenha crítica. 2º Congresso Brasileiro de Florestas Tropicais, Mossoró (RN). p. 1-22.
- Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J. e Sisk, T.D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Sust.* 35: 491-522.
- Robert, A. e Moravie, M-A. (2003). Topographic variation and stand heterogeneity in a wet evergreen forest of India. *Journal of Tropical Ecology* 19: 697-707.
- Rocha-Leão, O.M. (1998) Potencialidades e limitações da revegetação no controle da hidrologia e erosão de solos. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia/UFRJ.

- Rodríguez, A., Durán, J., Fernández-Palacios, J.M. e Gallardo, A. (2009). Short-term wildfire effects on the spatial pattern and scale of labile organic-N and inorganic-N and P pools. *Forest Ecology and Management* 257: 739-746.
- Rosas, R.O. (1990). Formação de solos em ambiente montanhoso florestal: maciço da Tijuca, RJ. Dissertação de mestrado, Instituto de Geociências da UFRJ.
- Roscoe, Renato (2002). Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica / Renato Roscoe, Pedro Luiz Oliveira de Almeida Machado. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 86p.
- Silva, W.C., Marangon, L.C., Ferreira, L.C., Feliciano, A.L.P. e Costa, R.F. (2007). Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta ombrófila densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata, sul de Pernambuco. *Ciência Florestal*, vol 17, n 004, pp 321-331.
- Silveira, C.S., Barbosa, M.C. e Coelho Netto, A.L. (2005) A tracer experiment as an alternative methodology to understand infiltration pathway in a tropical rainforest soil. *Solos e rochas*, v. 28, p. 261-270.
- Simões, C.G. e Marques, M.C.M. (2007). The role of sprouts in the restoration of Atlantic rainforest in southern Brazil. *Restoration Ecology*, vol 15, n 1, pp 53-59.
- Sizer, N. e Tanner, E.V.J. (1999). Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91: 135-142.
- Sizer, N.C., Tanner, E.V.J. e Ferraz, I.D.K. (2000). Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 853-863.
- Slik, J.W.F. e Eichorn, K.A.O. (2003). Fire survival of lowland tropical rain forest trees in relation to stem diameter and topographic position. *Oecologia* 137: 446-455.
- Souza, A.L., Schettino, S., Jesus, R. M. e Vale, A.B. (2002). Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., Estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Árvore*, vol 26, n 4.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. e Peres, C.A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Turner, M.G. (1989). Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annu. Ver. Ecol. Syst.* 20:171-197. In: *Foundation papers in landscape ecology*.
- Van Breemen, N. e Finzi, A.C. (1998). Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. *Biogeochemistry* 42: 1-19.
- Vasconcelos, H.L. e Laurance, W.F. (2005). Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia* 144: 456-462.
- Veldman, J.W., Mostacedo, B., Peña-Claros, M. e Putz, F.E. (2009). Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258: 1643-1649.
- Wang, H.J., Shi, X.Z., Yu, D.S., Weindorf, D.C., Huang, B., Sun, W.X., Ritsema, C.J. e Milne, E. (2009). Factors determining soil nutrient distribution in a small-scaled watershed in the purple soil region of Sichuan Province, China. *Soil and Tillage Research* 105: 300-306.
- Werneck, M.S., Franceschinelli, E.V. e Tameirão-Neto, E. (2000). Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revta brasil. Bot.*, São Paulo, V.23, n.4, p.401-413
- Xiong SJ, Nilsson C (1997) Dynamics of leaf litter accumulation and its effects on riparian vegetation: a review. *Botanical Review*, 63, 240-264.
- Yamagawa, H., Ito, S., Mitsuda, Y. e Fukuzato, K. (2006). Effects of topography and management history on natural forest recovery in abandoned forest after clear-cutting in Miyazaki, Japan. *Journal of Forest Research* vol 11 n 2, pp 99-106.

- Zaú, A.S. (1994). Variação da cobertura vegetal e efeitos na hidrologia superficial: Maciço da Tijuca, RJ. Rio de Janeiro. Dissertação (mestrado em Geografia) - PPGG, UFRJ.
- Zeleny, D. e Chytry, M. (2007). Environmental control of the vegetation pattern in deep river valleys of the Bohemian Massif. *Preslia*, vol 79, n 3, pp 205-222.
- Zueng-Sang Chen, Chang-Fu Hsieh, Feei-Yu Jiang, Tsung-Hsin Hsieh e I-Fang Sun. (1997). Relations of soil properties to topography and vegetation in a subtropical rain forest in southern Taiwan. *Plant Ecology* 132: 229-241.
- Lei nº 11.428 (2006) - http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm em 08/09/08.

ANEXO I: Resultados completos das pesagens de serapilheira produzida, em Ton/ha. VI = Fundo de vale - Interior; VB = Fundo de vale - Borda; DI = Divisor - Interior; e DB = Divisor - Borda.

Coletor	Coleta 15-06-2010					Coleta 16-07-2010					Coleta 17-08-2010					Coleta 17-09-2010				
	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total
DI 1	0,3284	0,0148	0,0023	0,0087	0,3542	0,4465	0,1046	0,0032	0,0087	0,5629	0,3099	0,0161	0,0040	0,0008	0,3308	0,3090	0,1153	0,0037	0,0006	0,4286
DI 2	0,5939	0,0885	0,0153	0,0448	0,7425	0,5150	0,0848	0,0029	0,0104	0,6132	0,3196	0,0294	0,0107	0,0004	0,3601	0,4769	0,0388	0,0131	0,0002	0,5290
DI 3	0,6577	0,0424	0,0012	0,0224	0,7237	0,3170	0,0358	0,0086	0,0162	0,3776	0,3312	0,0009	0,0091	0,0102	0,3514	0,3115	0,0897	0,0050	0,0003	0,4065
DI 4	0,5214	0,0328	0,0084	0,0210	0,5836	0,3580	0,0273	0,0068	0,0063	0,3984	0,1785	0,0038	0,0033	0,0035	0,1891	0,3796	0,0492	0,0047	0,0004	0,4339
DI 5	0,3583	0,0718	0,0108	0,0386	0,4795	0,4605	0,0278	0,0052	0,0083	0,5017	0,3808	0,0345	0,0024	0,0005	0,4182	0,4509	0,3360	0,0032	0,0003	0,7904
DI 6	0,2796	0,0840	0,0206	0,0116	0,3958	0,4285	0,0456	0,0086	0,0038	0,4866	0,3364	0,0131	0,0037	0,0001	0,3533	0,4304	0,0302	0,0035	0,0034	0,4675
DI 7	0,1779	0,0172	0,0063	0,0328	0,2342	0,4449	0,0818	0,0125	0,0085	0,5476	0,3753	0,0540	0,0118	0,0010	0,4422	0,3230	0,0612	0,0242	0,0003	0,4088
DB 1	0,2552	0,0556	0,0025	0,0333	0,3467	0,5626	0,1360	0,0104	0,0251	0,7341	3,5744	0,0157	0,0028	0,0003	3,5933	0,5060	0,0132	0,0006	0,0008	0,5206
DB 2	0,3252	0,2686	0,0149	0,0710	0,6798	0,5520	0,4564	0,0068	0,0017	1,0168	4,7358	0,3567	0,0039	0,0011	5,0974	0,3950	0,2642	0,0005	0,0001	0,6597
DB 3	0,3482	0,0166	0,0026	0,0206	0,3879	0,5632	0,0569	0,0007	0,0002	0,6210	3,0045	0,0317	0,0011	0,0007	3,0380	0,5225	0,0240	0,0002	0,0002	0,5470
DB 4	0,1495	0,0638	0,0004	0,0088	0,2224	0,5168	0,1465	0,0009	0,0006	0,6649	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0000
DB 5	0,1551	0,0896	0,0054	0,0623	0,3124	0,4640	0,1578	0,0018	0,0008	0,6243	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0000
DB 6	0,1060	0,7334	0,0019	0,0134	0,8547	0,4612	0,2136	0,0013	0,0006	0,6768	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0000
DB 7	0,0484	0,6301	0,0008	0,0131	0,6924	0,4553	0,0737	0,0014	0,0002	0,5307	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0000
VI 1	0,3340	0,3056	0,0206	0,0851	0,7453	0,6620	0,0408	0,0189	0,0006	0,7223	0,0186	0,0184	0,0051	0,0002	0,0422	0,9394	0,3321	0,0117	0,0015	1,2847
VI 2	0,3598	0,0276	0,0369	0,0542	0,4786	0,4406	0,0064	0,0136	0,0018	0,4624	0,3564	0,1262	0,0066	0,0001	0,4894	0,7009	0,0286	0,0053	0,0022	0,7369
VI 3	0,7298	0,1086	0,0796	0,1468	1,0648	1,0104	0,5572	0,0579	0,0035	1,6289	0,6060	0,2631	0,0510	0,0007	0,9208	1,1505	0,1662	0,0310	0,0002	1,3479
VI 4	0,3294	0,0536	0,0203	0,1406	0,5440	0,8725	0,2155	0,0323	0,0010	1,1212	0,5714	0,1664	0,0298	0,0003	0,7678	1,0308	1,4982	0,0394	0,0001	2,5685
VI 5	0,2442	0,1035	0,0238	0,0422	0,4137	0,4109	0,0128	0,0157	0,0003	0,4397	0,5522	0,0828	0,0022	0,0002	0,6374	0,8046	0,2578	0,0127	0,0002	1,0754
VI 6	0,4846	0,1494	0,1186	0,1348	0,8874	0,4832	0,0292	0,0320	0,0062	0,5506	0,6622	0,0498	0,0346	0,0012	0,7478	0,7091	0,5142	0,0350	0,0001	1,2584
VI 7	0,3938	0,2129	0,0269	0,1268	0,7604	0,4676	0,1832	0,0095	0,0030	0,6633	0,6015	0,0798	0,0440	0,0011	0,7264	0,6822	0,1381	0,0095	0,0001	0,8299
VB 1	0,0877	0,0590	0,0059	0,0795	0,2320	0,1914	0,0152	0,0008	0,0006	0,2080	0,1944	0,0088	0,0454	-	0,2486	0,4507	0,1978	0,0147	0,0001	0,6634
VB 2	0,0820	0,0242	0,0039	0,1567	0,2668	0,3663	0,0106	0,0027	0,0002	0,3799	0,2306	0,0171	0,0036	0,0009	0,2522	0,4986	0,0772	0,0237	0,0003	0,5997
VB 3	0,0770	0,0342	0,0366	0,0709	0,2187	0,2563	0,0012	0,0059	0,0021	0,2655	0,2857	0,0041	0,0136	-	0,3034	0,3497	0,0141	0,0141	0,0002	0,3781
VB 4	0,0711	0,0591	0,0322	0,0842	0,2467	0,2524	0,0030	0,0022	0,0001	0,2578	0,3002	0,1017	0,0004	-	0,4024	0,5165	0,0916	0,0082	0,0001	0,6164
VB 5	0,0750	0,0486	0,0263	0,0813	0,2311	0,2532	0,0204	0,0042	0,0054	0,2832	0,2520	0,0603	0,0149	-	0,3272	0,4815	0,0119	0,0076	0,0007	0,5018
VB 6	0,0792	0,1651	0,0065	0,0614	0,3122	0,8806	0,0064	0,0030	0,0005	0,8904	0,1878	0,2951	0,0197	-	0,5026	0,5462	0,0030	0,0079	0,0002	0,5573
VB 7	0,1104	0,0775	0,0038	0,0416	0,2334	0,2122	0,0013	0,0020	0,0003	0,2158	0,2108	0,0467	0,0025	0,0002	0,2603	0,3356	0,0191	0,0097	0,0003	0,3647

Cont. ANEXO I

Coletor	Coleta 19-10-2010					Coleta 20-11-2010					Coleta 18-12-2010					Coleta 20-01-2011				
	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total	Folhas	Galhos	Mat. Reprod.	Resíduos	Total
DI 1	0,3109	0,0514	0,0159	0,0011	0,3794	0,4098	0,0066	0,0043	0,0003	0,4210	0,4024	0,0072	0,0064	0,0001	0,4162	0,5780	0,0218	0,0275	0,0019	0,6293
DI 2	0,4251	0,1505	0,0178	0,0014	0,5948	0,4881	1,1885	0,0109	0,0002	1,6877	0,4233	0,0120	0,0116	0,0042	0,4510	0,8402	0,2308	0,0189	0,0129	1,1028
DI 3	0,3230	0,0771	0,0041	0,0004	0,4046	0,4189	0,0150	0,0095	0,0013	0,4447	0,2968	0,0200	0,0117	0,0001	0,3286	0,6383	0,1294	0,0067	0,0017	0,7760
DI 4	0,3804	0,1397	0,0183	0,0005	0,5389	0,3560	0,0183	0,0052	0,0000	0,3795	0,3559	0,0281	0,0062	0,0007	0,3909	0,5232	0,0175	0,0064	0,0012	0,5483
DI 5	0,3888	0,0608	0,0208	0,0012	0,4716	0,3145	0,0185	0,0220	0,0004	0,3554	0,4320	0,0270	0,0133	0,0003	0,4727	0,5892	0,0970	0,0336	0,0000	0,7198
DI 6	0,3136	0,0190	0,0098	0,0004	0,3428	0,3409	0,0025	0,0043	0,0004	0,3481	0,3497	0,1034	0,0145	0,0008	0,4684	0,6137	0,0500	0,0094	0,0021	0,6752
DI 7	0,4010	0,1309	0,0040	0,0011	0,5369	0,2867	0,0243	0,0038	0,0003	0,3151	0,3707	0,0137	0,0075	0,0007	0,3926	0,8063	0,0421	0,0248	0,0005	0,8737
DB 1	0,4749	0,0147	0,0223	0,0005	0,5124	0,0934	0,0572	0,0023	0,0002	0,1531	0,2156	0,0288	0,0008	0,0001	0,2452	0,3942	0,0366	0,0110	0,0012	0,4431
DB 2	0,2664	0,4868	0,0023	0,0018	0,7572	0,1753	0,3690	0,0016	0,0001	0,5461	0,2756	0,1368	0,0023	0,0012	0,4159	0,4880	0,1442	0,0043	0,0007	0,6372
DB 3	0,1844	0,2505	0,0047	0,0004	0,4400	0,0452	0,0026	0,0003	0,0001	0,0482	0,1412	0,0499	0,0032	0,0002	0,1945	0,1592	0,0549	0,0001	0,0002	0,2144
DB 4	0,2004	0,5701	0,0015	0,0006	0,7726	0,0943	0,0018	0,0002	0,0002	0,0964	0,1349	0,0684	0,0002	0,0001	0,2036	0,2520	0,0569	0,0044	0,0052	0,3184
DB 5	0,1426	0,0771	0,0006	0,0012	0,2214	0,1249	0,0154	0,0043	0,0004	0,1450	0,0939	0,0108	0,0045	0,0005	0,1097	0,1477	0,0802	0,0021	0,0001	0,2301
DB 6	0,2654	0,0503	0,0004	0,0001	0,3162	0,1026	0,0165	0,0514	0,0007	0,1712	0,0914	0,1660	0,0010	0,0045	0,2628	0,2240	0,0177	0,0020	0,0007	0,2444
DB 7	0,4041	0,1750	0,0028	0,0022	0,5840	0,4360	0,1489	0,0024	0,0018	0,5891	0,1124	0,3272	0,0005	0,0001	0,4402	0,1728	0,0401	0,0017	0,0001	0,2147
VI 1	0,5986	0,0752	0,0120	0,0003	0,6860	0,6211	0,0289	0,0565	0,0006	0,7071	1,2792	0,1258	0,0194	0,0011	1,4254	1,0295	0,0345	0,0218	0,0004	1,0862
VI 2	0,4501	0,5648	0,0046	0,0001	1,0196	0,5191	0,1151	0,0188	0,0018	0,6548	0,7996	0,1853	0,0062	0,0036	0,9947	0,6008	0,6062	0,0221	0,0030	1,2321
VI 3	0,9236	0,7041	0,0408	0,0008	1,6694	1,1249	1,0252	0,0784	0,0012	2,2297	1,7377	0,1925	0,0168	0,0045	1,9515	1,5063	0,4087	0,0170	0,0006	1,9326
VI 4	0,8309	0,1583	0,0444	0,0003	1,0340	0,9092	0,6736	0,0443	0,0008	1,6280	1,0734	0,2104	0,0153	0,0007	1,2997	1,0066	0,0744	0,0158	0,0121	1,1089
VI 5	0,8903	0,1401	0,0155	0,0020	1,0478	0,4840	0,0781	0,0055	0,0005	0,5681	0,5438	0,0408	0,0030	0,0003	0,5879	0,7086	0,0424	0,0089	0,0007	0,7606
VI 6	0,6070	0,0398	0,0194	0,0003	0,6664	1,0460	0,1522	0,0978	0,0303	1,3263	1,3616	0,0962	0,0096	0,0016	1,4690	1,1891	0,0790	0,0134	0,0008	1,2822
VI 7	0,6456	1,4211	0,0104	0,0001	2,0772	0,6274	0,0512	0,0147	0,0011	0,6944	0,6784	0,0823	0,0335	0,0020	0,7962	0,8200	0,2628	0,0163	0,0006	1,0997
VB 1	0,6266	0,0334	0,0328	0,0005	0,6932	0,7725	0,0091	0,0000	0,0006	0,7822	0,4601	0,0419	0,0012	0,0038	0,5070	0,2391	0,0042	0,0048	0,0006	0,2486
VB 2	0,4794	0,0232	0,0052	0,0002	0,5080	0,4966	0,0058	0,0051	0,0000	0,5076	0,3108	0,0050	0,0046	0,0042	0,3245	0,4165	0,0030	0,0202	0,0009	0,4406
VB 3	0,5913	0,0052	0,0223	0,0000	0,6189	0,5503	0,0026	0,0007	0,0001	0,5537	0,3605	0,0400	0,0082	0,0023	0,4111	0,3520	0,1776	0,0054	0,0011	0,5361
VB 4	0,5755	0,0218	0,0085	0,0003	0,6061	0,3428	0,0123	0,0064	0,0002	0,3617	0,2538	0,0873	0,0072	0,0004	0,3487	0,3696	0,0613	0,0142	0,0006	0,4457
VB 5	0,4595	0,1486	0,0517	0,0015	0,6613	0,4479	0,0468	0,0415	0,0007	0,5369	0,2088	0,0160	0,0056	0,0009	0,2314	0,3569	0,0237	0,0142	0,0013	0,3961
VB 6	0,3980	0,0283	0,0616	0,0006	0,4886	0,3797	0,0973	0,0040	0,0002	0,4812	0,1819	0,0048	0,0049	0,0001	0,1917	0,8902	0,0491	0,0110	0,0016	0,9519
VB 7	0,4768	0,1974	0,0021	0,0004	0,6768	0,4360	0,0274	0,0382	0,0001	0,5018	0,2410	0,0893	0,0030	0,0018	0,3350	0,3458	0,0792	0,0091	0,0005	0,4346

ANEXO II: Resultados completos das pesagens de estoque de serapilheira no solo, em Ton/ha. VI = Fundo de vale - Interior; VB = Fundo de vale - Borda; DI = Divisor - Interior; e DB = Divisor - Borda.

Coletor	Coleta 13-08-2010					Coleta 20-11-2010				
	O ₁	O ₂	Galhos	Raízes	Total (O ₁ + O ₂ + galhos)	O ₁	O ₂	Galhos	Raízes	Total (O ₁ + O ₂ + galhos)
DI1	2,12352	7,40464	2,24176	24,21552	11,76992	2,65648	11,4112	3,1872	9,06912	17,25488
DI2	4,26208	8,8672	11,624	8,9696	24,75328	2,30304	8,38	2,1248	1,67808	12,80784
DI3	3,34944	7,98096	3,43456	12,6536	14,76496	2,2472	7,98048	0,86976	2,43584	11,09744
DB1	5,5944	9,98752	5,89088	5,9136	21,4728	7,48592	17,69312	3,1152	2,88336	28,29424
DB2	8,81472	7,26544	7,59184	8,91104	23,672	2,54704	15,1	3,58208	2,87328	21,22912
DB3	7,2048	8,7512	2,76464	6,37504	18,72064	2,25344	11,05952	4,272	3,20416	17,58496
VI1	1,6624	4,3672	3,7096	20,99184	9,7392	2,016	10,04272	1,48848	2,4504	13,5472
VI2	1,62464	6,72896	1,8496	18,0736	10,2032	1,53168	19,9512	1,88432	5,56208	23,3672
VI3	1,63616	5,9216	1,7984	26,2512	9,35616	0,7432	7,91024	2,77632	4,67824	11,42976
VB1	2,44416	6,07232	6,83584	2,88608	15,35232	6,95216	7,27904	1,852	0,76208	16,0832
VB2	3,57184	3,00144	2,82208	5,192	9,39536	1,75216	3,13488	1,6096	1,39696	6,49664
VB3	1,06544	5,0928	0,42656	2,87296	6,5848	1,12576	11,56016	1,8984	0,90096	14,58432

ANEXO III: Resultados completos das análises físicas do solo. Coletas em 11 e 14-12-2010.

Parcela	Prof (cm)	Granulometria (%)			Densidade (g/cm ³)		Porosidade (%)		Estabilidade de agregados (%)					Fração MO leve (g kg ⁻¹)	
		Areia	Silte	Argila	ds	dp	macro	micro	2<x<4	1	0,5	0,25	0,125		<0,125
DI 1	0-5	71,40	22,30	6,30	1,10	2,22	11,60	30,78	44,15	8,94	10,77	9,22	2,27	24,65	45,86
DI 1	5-10	66,97	23,93	9,10	1,01	2,25	15,36	12,72	74,69	4,49	2,89	3,24	2,12	12,57	15,7
DI 2	0-5	71,95	21,15	6,90	1,13	2,22	7,51	30,99	56,78	9,21	12,53	8,45	2,35	10,68	40,06
DI 2	5-10	62,36	29,34	8,30	1,13	2,22	8,20	30,15	70,60	4,25	4,26	4,57	2,08	14,24	24,74
DI 3	0-5	73,00	18,90	8,10	1,22	2,22	10,39	18,55	59,72	10,55	11,25	7,22	2,48	8,78	12,68
DI 3	5-10	63,77	28,94	7,30	1,33	2,22	9,44	26,30	71,04	4,12	3,59	3,24	2,15	15,86	16,14
DB 1	0-5	70,12	20,68	9,20	1,01	2,22	13,99	14,45	77,60	2,28	1,72	1,51	1,25	15,65	27,7
DB 1	5-10	72,77	16,24	11,00	1,31	2,22	11,15	21,42	74,72	4,29	3,30	2,45	1,16	14,07	22,14
DB 2	0-5	67,92	22,58	9,50	1,02	2,27	13,56	18,16	79,18	3,16	1,87	1,35	1,30	13,14	33,22
DB 2	5-10	72,60	19,20	8,20	1,32	2,22	7,56	29,04	72,05	4,23	3,59	2,88	1,18	16,07	29,08
DB 3	0-5	69,51	22,49	8,00	1,21	2,27	13,55	21,54	79,21	2,99	2,14	1,21	1,35	13,10	27,34
DB 3	5-10	76,76	14,94	8,30	1,30	2,22	11,65	15,39	75,16	3,86	3,66	2,34	2,71	12,27	22,88
DG 1	0-5	62,10	30,61	7,30	1,29	2,22	7,13	24,14	80,07	3,06	1,94	1,42	1,08	12,44	30,34
DG 1	5-10	69,06	25,74	5,20	1,34	2,38	9,06	23,91	80,86	3,33	2,25	1,60	0,82	11,14	14
DG 2	0-5	68,00	22,41	9,60	1,31	2,22	5,69	30,59	82,59	2,99	1,32	1,55	1,16	10,39	43,14
DG 2	5-10	73,69	21,92	4,40	1,45	2,27	5,16	24,14	79,48	3,57	2,00	1,89	1,05	12,01	11,54
DG 3	0-5	63,54	25,06	11,40	1,33	2,25	7,83	29,78	83,40	3,15	2,41	1,58	1,21	8,25	23,62
DG 3	5-10	67,81	21,80	10,40	1,37	2,33	10,13	15,59	82,41	3,67	2,86	1,86	0,99	8,21	32,6
VI 1	0-5	63,53	24,97	11,50	1,31	2,22	4,66	27,78	61,60	10,04	8,32	3,70	1,30	15,04	19
VI 1	5-10	63,10	23,50	13,40	1,30	2,27	3,74	37,64	53,77	6,72	13,50	8,29	2,82	14,90	9,44
VI 2	0-5	60,38	25,82	13,80	0,90	2,17	15,42	2,45	58,21	11,22	10,23	4,21	1,27	14,86	24,26
VI 2	5-10	60,01	22,30	17,70	0,93	2,22	20,33	21,50	55,74	6,57	12,58	9,27	3,01	12,83	18,72
VI 3	0-5	62,81	22,80	14,40	1,09	2,25	8,02	32,06	59,82	10,85	9,02	4,52	1,32	14,47	43,16
VI 3	5-10	63,17	23,34	13,50	1,11	2,27	11,45	27,77	56,56	7,48	12,89	8,89	2,79	11,39	21,4
VB 1	0-5	67,57	18,64	13,80	1,09	2,22	15,15	23,35	89,71	0,69	0,73	0,69	0,94	7,24	30,28
VB 1	5-10	63,53	20,88	15,60	1,43	2,17	12,42	17,91	86,10	1,83	1,63	1,38	1,26	7,80	15,62
VB 2	0-5	60,17	25,33	14,50	1,25	2,17	12,79	17,36	90,02	0,86	0,75	0,67	1,03	6,67	35,52
VB 2	5-10	63,07	23,84	13,10	1,31	2,15	9,71	19,10	84,56	2,19	1,35	1,24	1,34	9,32	11,7
VB 3	0-5	72,64	18,17	9,20	1,01	2,22	13,51	11,22	89,65	0,86	0,74	0,72	1,11	6,92	32,64
VB 3	5-10	60,11	25,49	14,40	1,17	2,17	13,90	18,19	76,48	2,10	2,54	2,35	1,15	15,38	14,26
VG 1	0-5	54,91	32,59	12,50	1,35	2,13	12,39	27,30	59,41	5,49	4,33	1,25	2,41	27,11	62,1
VG 1	5-10	62,37	14,53	23,10	1,43	2,04	5,08	23,37	58,30	5,39	4,25	1,22	4,12	26,72	25,54
VG 2	0-5	57,72	31,98	10,30	1,16	2,11	9,57	35,51	61,35	5,35	4,45	1,10	2,28	25,47	41,72
VG 2	5-10	58,93	37,67	3,40	1,30	2,02	6,96	28,39	59,87	5,19	4,02	1,58	3,99	25,35	21,36
VG 3	0-5	52,13	34,68	13,20	1,28	2,17	11,19	21,79	62,54	5,89	4,58	1,18	2,44	23,37	41,06
VG 3	5-10	57,12	30,18	12,70	1,37	2,00	7,73	25,09	61,03	5,02	4,13	1,28	4,01	24,53	22,88

ANEXO IV: Resultados completos das análises químicas do solo. Coleta em 07-09-2010.

Parc	Prof (cm)	Na	Ca	Mg	K	H+Al	Al	S	T	V	m	n	N-total	pH água	Corg	P	K
	 Cmolc / dm3 %					g/kg	1:2,5	%	mg/L		
DI 1	0-5	0,089	1,0	0,7	0,25	9,1	1,8	2,04	11,14	18	46,8716	1	1,65	4,3	1,51	5	98
DI 1	5-10	0,084	0,5	0,3	0,23	8,7	2,0	1,11	9,81	11	64,2102	1	1,65	4,2	1,80	7	90
DI 2	0-5	0,079	0,8	0,6	0,17	11,1	2,2	1,65	12,75	13	56,6053	1	1,51	4,3	3,21	3	66
DI 2	5-10	0,062	0,6	0,3	0,14	9,4	2,7	1,10	10,50	10	71,0440	1	1,65	4,2	1,80	4	54
DI 3	0-5	0,068	1,0	0,7	0,15	8,6	1,8	1,92	10,52	18	48,3631	1	1,79	4,3	1,65	4	60
DI 3	5-10	0,057	0,9	0,4	0,11	10,2	2,4	1,46	11,66	13	62,1419	0	0,79	4,2	1,58	4	41
DB 1	0-5	0,068	0,7	0,4	0,22	7,3	1,4	1,38	8,68	16	50,2985	1	1,51	4,3	1,45	4	84
DB 1	5-10	0,068	0,7	0,3	0,18	7,4	2,0	1,25	8,65	14	61,5861	1	1,58	4,0	1,40	4	70
DB 2	0-5	0,068	0,8	0,5	0,17	10,7	2,4	1,54	12,24	13	60,3747	1	1,58	4,1	1,49	6	68
DB 2	5-10	0,057	0,7	0,3	0,13	8,9	2,3	1,18	10,08	12	65,5472	1	1,58	4,1	1,39	3	49
DB 3	0-5	0,068	1,0	0,5	0,26	6,3	1,4	1,83	8,13	23	43,3155	1	1,9	4,5	1,52	7	103
DB 3	5-10	0,057	1,0	0,7	0,18	7,1	1,9	1,94	9,04	21	49,5245	1	1,36	4,2	1,39	5	70
DG 1	0-5	0,060	2,8	1,2	0,90	4,5	0,2	4,96	9,46	52	2,9339	1	1,72	5,5	1,06	4	352
DG 1	5-10	0,056	1,6	0,7	0,77	4,0	0,3	3,13	7,13	44	8,7520	1	1,15	5,5	2,50	3	301
DG 2	0-5	0,057	2,4	1,4	0,11	4,3	0,2	3,96	8,26	48	3,6477	1	1,15	5,6	1,26	3	41
DG 2	5-10	0,045	1,9	1,3	0,11	4,8	0,3	3,35	8,15	41	6,9442	1	1,36	5,3	1,51	3	41
DG 3	0-5	0,079	3,0	1,5	0,06	3,1	0,0	4,64	7,74	60	0,0000	1	2,08	6,2	1,45	10	23
DG 3	5-10	0,057	2,5	1,2	0,05	4,5	0,0	3,81	8,31	46	0,0000	1	1,01	5,8	1,36	5	20
VI 1	0-5	0,065	5,0	1,7	0,05	6,1	0,0	6,81	12,91	53	0,0000	1	2,23	5,2	1,99	15	19
VI 1	5-10	0,079	3,7	1,2	0,38	7,4	0,4	5,36	12,76	42	6,9463	1	1,15	5,2	1,80	10	148
VI 2	0-5	0,065	5,1	1,6	0,23	6,3	0,0	7,00	13,30	53	0,0000	0	2,30	5,3	1,78	10	90
VI 2	5-10	0,103	5,3	1,5	0,77	5,8	0,0	7,67	13,47	57	0,0000	1	2,02	5,5	1,92	9	301
VI 3	0-5	0,075	5,3	1,5	0,24	7,1	0,0	7,12	14,22	50	0,0000	1	2,80	5,3	2,48	22	95
VI 3	5-10	0,098	3,4	2,2	0,35	9,4	0,6	6,05	15,45	39	8,3310	1	2,51	5,0	1,42	17	138
VB 1	0-5	0,085	1,7	0,7	0,27	8,7	1,2	2,75	11,45	24	29,4552	1	1,94	4,7	1,46	32	105
VB 1	5-10	0,056	1,2	0,6	0,12	7,4	1,4	1,97	9,37	21	41,1770	1	1,94	4,8	1,52	24	45
VB 2	0-5	0,112	2,9	1,1	0,55	7,6	0,5	4,66	12,26	38	9,6934	1	1,79	4,9	1,98	35	213
VB 2	5-10	0,073	1,7	0,9	0,32	7,1	1,1	2,99	10,09	30	25,9840	1	2,01	4,9	1,15	36	124
VB 3	0-5	0,090	1,9	1,0	0,03	10,2	1,2	3,02	13,22	23	27,5898	1	1,94	4,5	1,92	23	11
VB 3	5-10	0,466	1,1	0,5	0,42	8,1	1,5	2,48	10,58	23	37,6511	4	1,51	4,6	1,43	34	163
VG 1	0-5	0,085	2,4	1,6	3,03	6,1	0,2	7,11	13,21	54	2,7357	1	3,09	5,6	5,19	12	1180
VG 1	5-10	0,061	1,5	1,1	0,45	7,3	0,7	3,11	10,41	30	18,3617	1	1,51	5,3	1,72	6	176
VG 2	0-5	0,073	2,3	1,5	0,04	6,6	0,2	3,92	10,52	37	3,6886	1	1,87	5,5	6,22	15	17
VG 2	5-10	0,062	2,4	1,0	1,90	4,5	0,0	5,36	9,86	54	0,0000	1	1,29	5,4	1,36	9	741
VG 3	0-5	0,084	2,0	1,3	0,87	5,4	0,2	4,25	9,65	44	4,4911	1	1,44	5,4	1,72	12	339
VG 3	5-10	0,057	1,0	0,8	4,06	5,3	0,8	5,91	11,21	53	11,2555	1	1,29	5,0	1,32	5	1582