

FLORESTAS SECUNDÁRIAS DE DIFERENTES IDADES E A ESTABILIDADE DE ENCOSTAS EM NOVA FRIBURGO (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL)

*Joana Stingel Fraga*¹

*Rogério Ribeiro de Oliveira*²

*Thiago de Azevedo Amorim*³

*Inês Machline Silva*³

*Ana Luiza Coelho Netto*¹

Recebido em 13.03.2015; Aceito 25.05.2015

Abstract

Landslides are common in mountainous regions with high rainfall rates, and may generate serious consequences to society. In 2011 a great number of landslides in Nova Friburgo (Brazil - RJ) caused enormous economic damages and loss of human lives. The evidence that more than half of these occurred in forested slopes indicates the need to better recognize the role of forests in the start and propagation of these massive movements. This study evaluates the conditions of two secondary forests with different ages (20 and 50 years) regarding their phytosociological and root systems characteristics, analysing vegetational aspects that influence the stability of slopes in each area. One of the main aspects in this analysis was the high percentage of dead trees found in both areas, higher in the younger forest. This fact may have adverse effects on the stability of slopes because it allows the formation of preferential water flow ducts in the soil. The higher coverage of the root system in the 50 years old forest suggests that it may be correlated with a greater stability, when compared to the younger forest stands.

Key words: phytosociology, slope forests, landslides. roots systems.

Resumo

Os deslizamentos de encostas são comuns em regiões montanhosas com altas taxas pluviométricas e podem gerar sérias consequências à sociedade. Em 2011 milhares de deslizamentos provocaram enormes danos humanos e econômicos em Nova Friburgo (Brasil – RJ). A evidência de que mais da metade destes ocorreram em encostas florestadas demonstrou a necessidade de se reconhecer melhor o papel das florestas na detonação e propagação de movimentos de massa. O presente trabalho avalia as condições de duas florestas secundárias com idades distintas (20 e 50 anos) no que diz respeito às suas características fitossociológicas e de seus sistemas radiculares, analisando os aspectos vegetacionais que influenciam a estabilidade de encostas em cada

¹ Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Autor para correspondência: joana.sfraga@gmail.com

² Departamento de Geografia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

³ Departamento de Botânica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

uma das áreas. Um dos principais aspectos na presente análise foi a alta porcentagem de árvores mortas encontradas em ambas as áreas, porém superior na floresta mais jovem, que pode gerar efeitos adversos à estabilidade de encostas ao promover o aparecimento de dutos de infiltração preferenciais de água no solo. O maior recobrimento de raízes na floresta de 50 anos foi outro aspecto que sugeriu que a floresta de 20 anos apresentou mais características adversas à estabilidade de encostas do que a anterior.

Palavras-chave: fitossociologia, florestas de encosta, deslizamentos, sistemas radiculares.

Introdução

Os eventos extremos causados por fenômenos naturais vêm gerando enormes consequências a populações humanas. A região Sudeste do Brasil, onde ocorre a combinação de alta pluviosidade (principalmente nos meses de verão) e extensas áreas de topografia montanhosa, apresenta as maiores taxas de deslizamentos de encostas do país (DEFESA CIVIL NACIONAL, 2013). Estes se dão principalmente por conta da condição natural da evolução da paisagem, em que os movimentos de massa se apresentam como os principais modeladores do relevo (De Ploey & Cruz, 1979; Coelho Netto, 1999). Além disso, a existência de construções e interferências humanas nestes locais, ao alterar a cobertura e uso do solo, pode modificar a suscetibilidade natural do terreno à ocorrência de deslizamentos (Coelho Netto *et al.*, 2013) como aumenta também a vulnerabilidade⁴ a deslizamentos. Problemas relacionados à falta de planejamento urbano, como retirada da cobertura vegetal, cortes de encostas para a construção de estradas e edificações, ocupação desordenada de terras, impermeabilização do solo, deposição de lixo nas encostas são alguns dos fatores induzidos pela ação humana que passam a interagir com características geológico-geomorfológicas, promovendo o aparecimento ou agravamento de pontos suscetíveis à ocorrência de movimentos de massa.

Em janeiro de 2011, chuvas extremas atingiram a região serrana do Estado do Rio de Janeiro, principalmente os municípios de Petrópolis, Teresópolis e Nova Friburgo, causando milhares de deslizamentos que resultaram em centenas de óbitos, mais de 300 mil pessoas afetadas e danos econômicos em torno de 2,8 bilhões de dólares (BANCO MUNDIAL, 2012). Em uma primeira caracterização do evento, Coelho Netto *et al.* (2013) mapearam 3622 cicatrizes de deslizamentos em uma área de 420 km² e a sobreposição destas sobre um mapeamento da vegetação indicou que 64% dos deslizamentos ocorreram em encostas florestadas. Esse fato evidenciou a necessidade de um melhor reconhecimento e entendimento do papel

⁴ Fell *et al.* (2008) definem vulnerabilidade a deslizamentos como: “o grau de perda de um dado elemento ou conjunto de elementos dentro de uma área afetada por um deslizamento. É expressa numa escala de 0 (sem perdas) a 1 (perda total). Para propriedades, a perda será o valor do dano relativo ao valor da propriedade; para pessoas, será a probabilidade que uma vida em particular (o elemento em risco) seja perdida dado que a(s) pessoa(s) seja(m) afetada(s) por um deslizamento.”

desempenhado pela cobertura vegetal nas encostas e suas implicações na deflagração e propagação dos deslizamentos gerados neste evento de 2011 em Nova Friburgo.

Diversos autores tem discutido o papel desempenhado pelas florestas no que se refere à estabilidade de encostas, não sendo esta, porém, uma questão simples e consensual, devido à complexidade da interação de diversos fatores. Entre os primeiros a tratar este tema estão Prandini *et al.* (1977). Esses ressaltam os aspectos mecânicos que os sistemas radiculares exercem tanto estruturando o solo e aumentando substancialmente sua resistência ao cisalhamento quanto permitindo a distribuição do estresse originado em pontos críticos ao longo da encosta. Ziemer (1981) resalta que em áreas recentemente desmatadas, a umidade do solo aumenta e as ligações entre solo e raízes enfraquecem com a decomposição dessas. A perda da resistência à tração das raízes e o aumento no conteúdo de umidade do solo podem diminuir o fator de segurança da encosta ao ponto de que uma tempestade moderada e um aumento da poro pressão podem resultar no deslizamento da encosta (Ziemer, 1981). Greenway (1987), porém, destaca que as florestas podem produzir tanto efeitos positivos quanto negativos, demonstrando a dualidade e complexidade da interação dos fatores que interferem na estabilidade das encostas. Entre estes fatores incluem-se tanto os aspectos hidrológicos da cobertura vegetal quanto os mecânicos promovidos pelas raízes arbóreas (tabela 1).

Tabela 1. Efeitos da vegetação na estabilidade de encostas (adaptado de Greenway, 1987).

Influência	Mecanismos hidrológicos
Positivos à estabilidade	<ol style="list-style-type: none"> 1. A folhagem intercepta precipitação, causando perdas por absorção e evaporação que reduzem a quantidade de água disponível para infiltração. 2. As raízes extraem umidade do solo que é perdida para a atmosfera via transpiração, levando a uma diminuição da poro pressão no solo.
Negativos à estabilidade	<ol style="list-style-type: none"> 3. Raízes e troncos aumentam a rugosidade da superfície do solo e a permeabilidade do solo, levando a um aumento da capacidade de infiltração. 4. Diminuição da umidade do solo pode acentuar rachaduras por dessecação, resultando em aumento da capacidade de infiltração do solo.
Mecanismos mecânicos	
Positivos à estabilidade	<ol style="list-style-type: none"> 5. As raízes reforçam o solo, aumentando a resistência de cisalhamento do solo. 6. As raízes podem ancorar em estratos firmes, promovendo suporte ao manto do solo superior através de reforço. 7. Raízes agregam partículas da superfície do solo, reduzindo suscetibilidade à erosão
Negativos à estabilidade	<ol style="list-style-type: none"> 8. A vegetação arbórea exposta ao vento transmite forças dinâmicas ao solo

Em áreas florestadas, as raízes das árvores formam caminhos preferenciais para a infiltração de água no solo, favorecendo a percolação, tanto no contato raiz-solo quanto nos macroporos produzidos por raízes

mortas. Raízes laterais (vivas e mortas) e outros caminhos preferenciais de fluxo em encostas vegetadas podem aumentar a drenagem e evitar o desenvolvimento do excesso de poro pressões em locais críticos da encosta (Sidle & Ochiai, 2006). Para esses autores, os benefícios da evapotranspiração e maior drenagem subsuperficial compensariam as desvantagens de maior infiltração, além dos benefícios contra a erosão de subsuperfície. Ghestem *et al.* (2011) buscam compreender quais mecanismos e configurações estão em que tipo de raízes e que possuem papel negativo ou positivo sobre a estabilidade de encostas a partir da análise da arquitetura de raízes. Os autores concluem que, de maneira geral, os mecanismos que diminuem a poro pressão nos solos, como raízes vivas ou mortas que promovem a drenagem da encosta funcionam como caminhos preferenciais que direcionam a água para longe de superfícies instáveis beneficiam a estabilidade de encostas. Como pode ser observado, investigar a estabilidade de encostas vegetadas implica em levar em consideração a interação entre três sistemas físicos e biológicos: solo, água e plantas em uma abordagem multi-disciplinar (Coppin & Richards, 1990 *apud* Stokes *et al.*, 2008). Apesar do crescente interesse entre estudiosos, a produção científica nacional acerca da temática ainda é extremamente escassa, o que faz com que a influência das florestas seja, na maior parte das vezes, negligenciada em análises de estabilidade.

Alia-se a isso o fato de que as florestas tropicais, e mais especificamente os atuais remanescentes de Mata Atlântica, possuem um longo histórico de perturbações e alterações de suas condições ecológicas que geraram verdadeiros mosaicos vegetacionais em diferentes estágios sucessionais. Reduzi-las a uma condição única de “floresta” significaria homogeneizar uma grande variabilidade de processos que atuam em maior ou menor grau como agentes que induzem a movimentos de massa. A grande heterogeneidade de composição e processos ecológicos dos fragmentos de Mata Atlântica e suas variações espaciais e temporais influenciam e interagem com as propriedades mecânicas e hidrológicas dos solos, afetando, portanto, a estabilidade de encostas ao longo do tempo (Oliveira *et al.*, 2012). A criação de bases científicas e metodológicas para a geração de cartas de suscetibilidade a deslizamentos que levem em consideração a heterogeneidade das florestas é de fundamental importância para subsidiar ações preventivas a este tipo de evento. Para isso, torna-se necessário avançar com o conhecimento das condições atuais dos fragmentos de florestas secundárias de encostas, assim como identificar fatores que sejam tanto benéficos quanto adversos em relação à estabilidade de encostas.

O presente trabalho discute aspectos vegetacionais de florestas secundárias com diferentes características que influenciam a estabilidade de encostas. Para tal, foi realizado o levantamento, caracterização e análise comparativa da estrutura e composição de dois fragmentos florestais secundários com idades distintas (20 e 50 anos) no município de Nova Friburgo (RJ) e a análise da estrutura do sistema radicular do metro superior do solo de ambas as áreas.

Materiais e métodos

As áreas de estudo estão localizadas na bacia hidrográfica do Rio Grande no município de Nova Friburgo (RJ), distrito de Campo do Coelho. A área 1 corresponde a uma floresta de aproximadamente 50 anos de idade e está inserida na sub-bacia do Córrego Dantas (54 km²), enquanto que a área 2 está localizada na sub-bacia do Roncador (23,6 km²), adjacente à primeira e corresponde a uma floresta de 20 anos. A escolha das áreas de estudo limitou-se à bacia do Córrego Dantas e adjacências por ter sido a área mais afetada pelas chuvas de 2011. Buscou-se, primeiramente a partir de imagens de satélites e posteriormente por avaliações de campo, um fragmento que apresentasse a fisionomia de um estágio sucessional avançado e outro que fosse comum aos demais fragmentos da bacia. A floresta mais avançada encontrada apresentava aproximadamente 50 anos de regeneração, que segundo morador local já foi roça, sendo o milho a principal cultura cultivada. Ambas as áreas escolhidas são vizinhas a deslizamentos ocorridos no evento de 2011 (figura 1 e 2). Os solos de ambas as áreas apresentaram características físicas similares, sendo porosidade entre 59,4% e 65,1% e granulometria com predominância de areia fina (>50%) (Fraga *et al.*, 2014).

Para o levantamento fitossociológico foram instaladas à meia encosta seis parcelas de 10 m x 10 m em cada área totalizando 0,12 ha, distantes verticalmente 10 metros umas das outras e buscando-se a mesma medida horizontalmente (figura 1 e 2). Todos os indivíduos arbóreos com o perímetro à altura do peito maiores ou iguais a 15 cm foram medidos com fita métrica, registrados os devidos PAPs, estimadas as alturas por um único pesquisador e a coleta do material botânico foi realizada com o auxílio de tesoura de alta poda com vara telescópica e, quando necessário, com material de escalada. Para os indivíduos ramificados com troncos múltiplos, foram registrados todos os perímetros separadamente e, posteriormente, a área basal de cada ramificação (com PAP >15 cm) foi calculada e somada às demais, já que se trata de um mesmo indivíduo (Moro & Martins, 2011). O material botânico coletado foi prensado e após tratamento convencional foi analisado e identificado por meio de consulta bibliográfica e com auxílio de especialistas. O material fértil encontra-se em processo de depósito no Herbarium Friburgense, da PUC-Rio (FCAB) e o material em estágio vegetativo está depositado no foliário do Laboratório de Ecologia da mesma universidade. Dentre os parâmetros fitossociológicos analisados estão: área basal e densidade da comunidade; densidade relativa, dominância relativa, valor de cobertura das espécies, índice de similaridade de Sorensen e índice de diversidade Shannon-Wiever. A porcentagem de árvores mortas foi calculada dentro do critério de inclusão empregado. A classificação do grupo sucessional foi feita com base em referências bibliográficas e no conhecimento dos autores em relação às condições de ocorrência das espécies na área de estudo. Para comparar a composição florística entre as áreas, realizamos o teste multivariado de homogeneidade de dispersão entre grupos. Este teste determina a diferença entre os valores de similaridade entre grupos designados de uma ordenação do

tipo Análise de Coordenadas Principais (PCoA). O teste procura indicar se a similaridade dentro de um conjunto de dados dentro de um grupo é maior do que a similaridade fora de um grupo. O coeficiente utilizado na análise foi o de Bray-Curtis. A opção por esse motivo se deu por razões similares à escolha da transformação de Hellinger. A significância do teste foi obtida por permutações, no caso 999. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R CORE TEA, 2013) por meio do pacote vegan (Oksanen et al., 2013). Inicialmente foi construída uma matriz de abundância de espécies por parcela. Em seguida os valores brutos de abundância das espécies passaram pela transformação de Hellinger. Essa transformação consiste em obter a raiz quadrada da abundância relativa do valor original de cada abundância de uma dada espécie na matriz. A transformação de Hellinger é adequada quando os dados apresentam muitas espécies de baixa abundância, pois confere pouco peso às mesmas, permitindo uma melhor interpretação dos resultados em uma ordenação (Legendre & Gallagher, 2001).

Para caracterizar a distribuição das raízes *in situ* por profundidade, foram abertas duas trincheiras, uma em cada área, de dimensões de 1 m x 1 m x 1 m no centro de parcelas de vegetação previamente levantadas. As trincheiras foram abertas gradativamente, com intervalos de 10 cm de profundidade até os 50 cm, depois até 75 cm e de 75 cm a 100 cm, devido à zona de maior densidade de raízes localizar-se nos primeiros 50 cm do solo (Genet *et al.*, 2010). O solo retirado nos intervalos definidos foi peneirado em campo e todas as raízes grossas (> 2mm de diâmetro) encontradas foram ensacadas e devidamente etiquetadas. As raízes foram então levadas para o Laboratório de Geomorfologia Maria Regina Mousinho de Meis da UFRJ, onde foram lavadas para a retirada do excesso de solo que fica aderido em seu tecido. Após a lavagem foram colocadas em estufa por 72 horas a 75° C ou até que atingissem peso constante. Uma vez secas, foram subdivididas nas seguintes classes de diâmetro com o auxílio de paquímetro eletrônico: 2-5 mm, 5-10 mm, 10-20 mm, 20-50 mm e >50 mm, conforme divisão realizada por Jansen (2001) e pesadas em balança de precisão de 0,01 gramas. O comprimento total das raízes por classes de diâmetro para cada profundidade foi realizado manualmente com o auxílio de uma régua. A densidade de raízes foi então calculada correspondendo a uma extrapolação do peso das raízes por volume de solo (1 m x 1 m x 0,1 m = 0,1 m³) para as profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, e 1 m x 1 m x 0,25 m = 0,25 m³ para as profundidades de 50-75 cm, 75-100 cm e foram expressas em g/m³.

Estudos que levam em consideração a biomassa de raízes grossas são realizados a partir de diferentes tipos de amostragem, geralmente feitos em amostras cilíndricas de diversas dimensões (Genet *et al.*, 2010; Brearley, 2011; Balieiro *et al.*, 2005), ou com aberturas de trincheiras (Vance & Nadkarni, 1991; Saldarriaga *et al.*, 1986; Hales *et al.*, 2009), que por serem mais morosos e trabalhosos acabam limitando o número de amostragens. A abertura de trincheiras, porém, permite observações de campo mais detalhadas, tanto no processo de abertura, como a presença de fauna de solo e blocos rochosos ao longo do perfil, quanto na parede do perfil, como existência de macroporos e

duto formado por raízes em decomposição, relevantes aspectos que influenciam na hidrologia da encosta.

Resultados e discussão

Foram amostrados um total de 434 indivíduos, sendo 302 na área de floresta de 20 anos e 132 na área de 50 anos. Os dados relacionados à estrutura estão na tabela 2.

Tabela 2. Características estruturais dos fragmentos levantados em Nova Friburgo (RJ).

Características estruturais		Floresta 20 anos	Floresta 50 anos
Área basal (m ² /ha)		26,9	31,6
Densidade (ind./ha)		5.033	2.200
Diâmetro (cm)	Médio	7,3	11,7
	máx.	34,1	29,9
Altura (m)	Média	6,0	10,0
	máx.	16,0	24,0
Árvores mortas (%)		12,9	8,3

O valor encontrado para área basal na floresta de 20 anos é próximo aos valores encontrados por Pessoa *et al.* (1997) em floresta secundária montana de 30 anos em Macaé de Cima (RJ) (27,95 m²/ha), sendo utilizado o mesmo critério de inclusão de indivíduos que o presente estudo. Já a área basal da floresta de 50 anos se assemelha aos valores encontrados por Tabarelli e Mantovani (1999) em floresta secundária de 40 anos em Cunha (SP), de 33,4 m²/ha (critério de inclusão de 10 cm de PAP) e Marchiori (2012) em floresta secundária de 35 anos no Parque Estadual da Serra do Mar (SP), de 31,9 m²/ha (mesmo critério de inclusão que este estudo) ambos em formação montana.

Em ambas as áreas, há uma alta porcentagem de indivíduos jovens na comunidade, evidenciada a partir da concentração de 97,4% e 79,5% dos indivíduos nas classes até 15 cm de diâmetro na área de 20 e 50 anos respectivamente. Dessa forma, ainda que a densidade de indivíduos na área de 20 anos (5.033 ind/ha) seja mais do que o dobro da densidade da área de 50 anos (2.200 ind/ha), isso se dá devido à grande quantidade de indivíduos de diâmetros reduzidos, o que faz com que sua área basal seja inferior à da floresta de 50 anos.

No fragmento de 50 anos foi possível diferenciar dois estratos, além de árvores emergentes: de 3 a 9 metros e de 10 a 18 metros, com árvores emergentes de 21 a 24 metros, enquanto que na área de 20 anos, os indivíduos se concentram nas alturas de 3 a 9 metros, com poucos indivíduos maiores que dez metros, sendo os indivíduos mais altos de 16 metros. Entre as espécies emergentes na floresta de 50 anos estão *Cecropia hololeuca* Miq., *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. e *Sapium glandulosum* (L.) Morong, todas classificadas como pioneiras.

As duas áreas apresentaram altas porcentagens de árvores mortas (12,9% na área de 20 anos e 8,3% na área de 50 anos) se comparadas a

valores encontrados em florestas avançadas, como encontrado por Oliveira (1999) de 1,5% em Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ); 3% em floresta submontana no Paraná (Guapyassú, 1994); 6,5% em área de floresta avançada alterada por extração seletiva (Schorn & Galvão, 2006). As raízes em decomposição das árvores mortas podem favorecer a formação de *pipes*⁵, podendo gerar fluxos turbulentos nesses vazios tubulares em caso de saturação do solo. Na figura 3, é possível ver esses dutos produzidos por raízes em decomposição, encontrados ao longo do processo de abertura das trincheiras.

No que se refere aos aspectos da composição, os 302 indivíduos do fragmento florestal de 20 anos estão agrupados em 15 famílias, 22 gêneros e 27 espécies, sendo 20 identificados a nível de espécie, 5 em gênero, um em família e um indeterminado. No fragmento de 50 anos, os 132 indivíduos amostrados estão agrupados em 21 famílias, 29 gêneros e 37 espécies, identificados 32 em nível específico, um em gênero, um em família e 3 indeterminados.

Foram encontradas dez espécies em comum em ambas as áreas, sendo elas: *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg, *Casearia lasiophylla* Eichler, *Casaria sylvestris* Sw., *Dalbergia brasiliensis* Vogel, *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Myrsine umbellata* Mart., *Psidium rufum* Mart. ex DC., *Psychotria vellosiana* Benth., *Roupala brasiliensis* Klotzsch e *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn. O índice de Sorensen entre as duas áreas estudadas foi de 31,25%. Segundo Durigan (2009), duas comunidades são consideradas floristicamente similares se o valor obtido pelo índice ultrapassa 50%. Oliveira (1999) encontrou valor de 27,1% para florestas de 25 e 50 anos, sendo que a similaridade entre florestas de 5, 25 e 50 anos foi significativamente superior do que a de qualquer uma dessas com a área avançada.

As duas áreas são dominadas por pioneiras e secundárias iniciais (70% das espécies). Em floresta secundária Montana de aproximadamente 50 anos no Parque Estadual da Serra do Mar (SP), Marchiori (2012) encontrou alto número de indivíduos na categoria de espécies secundárias iniciais, porém maior número de espécies secundárias tardias, o que demonstrou que a floresta estudada encontrava-se em estágio inicial de sucessão, porém avançava para condição mais tardia. Da mesma forma, Oliveira (1999) encontrou maior porcentagem de espécies secundárias tardias tanto em floresta de 25 anos quanto de 50 anos em relação à porcentagem de pioneiras e secundárias iniciais em Ilha Grande (RJ). A contribuição tanto de pioneiras quanto das secundárias iniciais na floresta de 50 anos foi menor em relação à de 25 anos no número total de espécies (Oliveira, 1999). No estudo de Pessoa *et al.* (1997) em floresta secundária montana de 30 anos em Macaé de Cima

⁵ Vazios tubulares ou passagens no solo, que podem variar em tamanho, desde canalizações estreitas de apenas alguns milímetros de diâmetro para túneis de muitos centímetros de diâmetro (Pierson, 1983 *apud* Augustin & Aranha, 2006). Podem ser gerados por "passagens deixadas por raízes decompostas e a ação de escavamento de micro, meso e macro fauna" (Augustin & Aranha, 2006).

(RJ) predominou a ocorrência de espécies secundárias iniciais e tardias, apontando a recuperação dos danos sofridos com distúrbios passados e os ciclos de substituição das espécies que marcam as etapas da dinâmica sucessional.

É importante ressaltar que os grupos ecológicos são aproximações com algum componente subjetivo, baseados no comportamento das espécies no processo de sucessão vegetal, em que a tolerância à sombra, o ritmo de crescimento e a formação de banco de sementes são de grande importância (Durigan, 2009). As categorias sucessionais costumam estar presentes em todos os estágios, mas são gradativamente alteradas ao longo do processo de sucessão (Schorn & Galvão, 2005). Os altos valores de pioneiras e secundárias iniciais nas duas áreas de estudo podem ser um reflexo da criação de clareiras, intensidade do uso passado ou ainda do uso atual, como extração seletiva de madeira, que pôde ser observada em campo. Os dados encontrados nesse estudo (tabela 3 e 4) sugerem que a substituição de espécies de grupos ecológicos mais avançados vem se dando de maneira lenta nesses locais e a dominância de espécies pioneiras e secundárias iniciais pode não estar permitindo a substituição por espécies características de estágios mais avançados. Outro fator que deve ser considerado no sucesso do processo sucessional é a proximidade de áreas de florestas conservadas, que funcionam como importantes fontes de propágulos (Pessoa *et al.* 1997; Guariguata & Ostertag, 2001). Além disso, os fragmentos em questão neste estudo constituem fragmentos de pequenas dimensões, com matriz de cultivos agrícolas e áreas desmatadas com predominância de gramíneas.

De acordo com o tamanho dos fragmentos, os efeitos de borda serão sentidos em maior ou menor grau tais como: modificações nas condições microclimáticas na zona de transição entre a floresta e a área desmatada, aumento da penetração de luz e velocidade dos ventos, elevação da temperatura e redução da umidade, aumento da turbulência do ar, gerando estresse fisiológico na vegetação. Além disso, a matriz circundante tem um importante papel na amenização ou agravamento dos efeitos de borda e também no caminho sucessional da comunidade. Uma vegetação em avançado estágio de regeneração adjacente ao fragmento além de atenuar as condições microclimáticas funcionam como fonte de propágulos a serem dispersos para as áreas degradadas, podendo, assim acelerar o processo de sucessão (Guariguata & Ostertag, 2001; Tonhasca, 2005).

No que se refere às famílias mais representativas em abundância (número de indivíduos) no fragmento de 20 anos, em ordem decrescente, foram Rubiaceae, Myrtaceae e Erythroxylaceae (68,87% dos indivíduos amostrados) e em riqueza de espécies (número de espécies) Myrtaceae (4), Melastomataceae (3) e Sapindaceae (3). No fragmento de 50 anos, as mais representativas em abundância (59,1% dos indivíduos amostrados) foram Myrtaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Primulaceae e Rubiaceae e em riqueza de espécies, Fabaceae (4), Euphorbiaceae (3), Lauraceae (3) e Rubiaceae (3).

Das principais famílias encontradas por Pessoa *et al.* (1997) em floresta secundária montana de 30 anos em Macaé de Cima (RJ), oito perfazem 74,88% de todos os indivíduos amostrados, das quais quatro estão em consonância com as oito principais famílias da área de 50 anos (71,2% dos indivíduos amostrados): Euphorbiaceae, Primulaceae, Rubiaceae e Salicaceae. Na floresta de 20 anos, 90,46% dos indivíduos amostrados pertencem a sete famílias, das quais cinco estão entre as oito principais da área de 50 anos (Rubiaceae, Myrtaceae, Primulaceae, Fabaceae e Salicaceae) e três entre as oito principais encontradas por Pessoa *et al.* (1997).

A elevada abundância de Myrtaceae neste estudo foi também encontrada por Rosa (2013) e Guedes-Bruni *et al.* (1997), em florestas montanas, a primeira em Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ) e a segunda em Macaé de Cima (RJ), ambas em áreas conservadas. Entretanto, nos estudos citados, ao contrário do que se apresenta aqui, foi encontrada elevada riqueza e abundância de espécies, ao passo que nesse estudo, foram encontradas apenas quatro espécies na floresta de 50 anos e duas na floresta de 20 anos com elevada abundância. As diferenças entre o número de famílias (40) e de espécies (157) de Pessoa *et al.* (1997) em relação às florestas amostradas possivelmente se dão devido à diferença amostral dos estudos, de 1 ha no estudo e de 0,06 no presente trabalho.

Na área de 20 anos, a espécie amostrada mais abundante foi *Psychotria vellosiana*, com 159 indivíduos, dominância relativa (DoR) de 40,7% e perfazendo metade do valor de cobertura (VC = 101,1) (tabela 3). Pessoa *et al.* (1997) em Macaé de Cima e Barros (2006) em fragmentos secundários na região de Três Picos, Nova Friburgo (RJ) também encontraram altos valores de cobertura para *Psychotria vellosiana*, que compôs o segundo maior valor de cobertura em ambos os estudos. Apesar de ser classificada como secundária tardia, segundo Matos *et al.* (2007) esta é uma espécie bastante comum nos remanescentes secundários da região Serrana do Rio de Janeiro. Guedes-Bruni *et al.* (1997) em floresta conservada de Macaé de Cima (RJ) também relatam a presença de *P. vellosiana*, porém com valor de cobertura muito menor do que nas formações secundárias, demonstrando a possibilidade de que ela reduz sua relevância em estágios mais avançados.

Tabela 3. Espécies arbóreas (PAP 15 cm) em ordem decrescente de VC, respectivos parâmetros fitossociológicos analisados nesse estudo e classificação sucessional – Floresta 20 anos em Nova Friburgo (Brasil – RJ). D.R – densidade relativa; AB sp – área basal da espécie; DoR – dominância relativa; VC – valor de cobertura; P – pioneira; SI – secundária inicial; ST – secundária tardia; NC – não classificada.

Espécie	N. ind.	D.R	AB sp	DoR	VC	Classificação sucessional
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	159	60,456	0,6	40,7	101,1	ST
<i>Erythroxylum</i> sp.	19	7,224	0,1	8,4	15,7	NC
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	23	8,745	0,1	6,4	15,1	P
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	9	3,422	0,1	6,8	10,2	SI
<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	8	3,042	0,1	7,0	10,0	SI
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	3	1,141	0,1	7,7	8,8	SI
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	2	0,760	0,1	4,5	5,3	SI

Espécie	N. ind.	D.R	AB sp	DoR	VC	Classificação sucessional
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	5	1,901	0,0	2,4	4,3	P
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	4	1,521	0,0	2,7	4,2	ST
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	4	1,521	0,0	2,5	4,0	SI
<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner	4	1,521	0,0	1,4	2,9	SI
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	1	0,380	0,0	2,5	2,8	ST
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2	0,760	0,0	1,4	2,2	SI
<i>Miconia</i> sp.	3	1,141	0,0	0,6	1,7	NC
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	2	0,760	0,0	0,7	1,5	SI
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	0,760	0,0	0,5	1,3	P
<i>Matayba marginata</i> Radlk.	2	0,760	0,0	0,5	1,3	ST
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	2	0,760	0,0	0,5	1,3	ST
<i>Faramea</i> sp.	1	0,380	0,0	0,4	0,7	NC
Myrtaceae sp.	1	0,380	0,0	0,4	0,7	NC
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	1	0,380	0,0	0,4	0,7	ST
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	1	0,380	0,0	0,4	0,7	P
<i>Allophylus sericeus</i> (Cambess.) Radlk.	1	0,380	0,0	0,3	0,7	SI
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1	0,380	0,0	0,3	0,7	P
<i>Ocotea</i> sp.	1	0,380	0,0	0,3	0,7	NC
<i>Schefflera</i> sp.	1	0,380	0,0	0,2	0,6	NC
indeterminada 4	1	0,380	0,0	0,2	0,5	NC

A espécie amostrada mais abundante na área de 50 anos foi *Myrcia splendens*, com 34 indivíduos, uma dominância relativa (DoR) de 22,4% e valor de cobertura (VC) de 50,5, representando um quarto do total do VC (tabela 4). Esta é bastante comum em formações secundárias, tendo sido observada em diversos estudos (Pessoa *et al.*, 1997; Barros, 2006; Marchiori, 2012; Reginato & Goldenberg, 2007; Freire, 2010, entre outros), mas presente também em florestas avançadas (Guedes-Bruni *et al.*, 1997), porém com menor representatividade.

Tabela 4. Espécies arbóreas (PAP 15 cm) em ordem decrescente de VC, respectivos parâmetros fitossociológicos analisados nesse estudo e classificação sucessional – Floresta 50 anos em Nova Friburgo (Brasil – RJ). D.R – densidade relativa; AB sp – área basal da espécie; DoR – dominância relativa; VC – valor de cobertura; P – pioneira; SI – secundária inicial; ST – secundária tardia; NC – não classificada

Espécie	N.ind.	D.R	AB sp	DoR	VC	Classificação sucessional
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	34	28,1	0,410	22,4	50,5	P
<i>Dasyphyllum</i> cf. <i>brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	5	4,1	0,196	10,7	14,8	P
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	4	3,3	0,099	5,4	8,7	P
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	3	2,5	0,108	5,9	8,4	P
<i>Inga vera</i> Willd.	7	5,8	0,045	2,4	8,2	P
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	2	1,7	0,111	6,1	7,7	P

Espécie	N.ind.	D.R	AB sp	DoR	VC	Classificação sucessional
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	5	4,1	0,057	3,1	7,3	P
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	5	4,1	0,052	2,9	7,0	P
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	6	5,0	0,036	1,9	6,9	SI
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schult.	4	3,3	0,061	3,3	6,6	SI
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	4	3,3	0,038	2,1	5,4	ST
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	2	1,7	0,068	3,7	5,4	SI
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	3,3	0,030	1,6	4,9	P
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	1	0,8	0,074	4,0	4,9	SI
<i>Annona sericea</i> Dunal	2	1,7	0,052	2,9	4,5	ST
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltldl) Wawra	4	3,3	0,022	1,2	4,5	ST
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	0,8	0,066	3,6	4,4	P
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	3	2,5	0,032	1,8	4,2	P
<i>Sloanea garckeana</i> K. Schum	1	0,8	0,051	2,8	3,6	ST
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn. indeterminada 2	3 1	2,5 0,8	0,012 0,038	0,6 2,1	3,1 2,9	P NC
<i>Aiouea cf. saligna</i> Meisn.	2	1,7	0,017	0,9	2,6	ST
Fabaceae - Mimosoideae sp.1	1	0,8	0,026	1,4	2,2	NC
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	1	0,8	0,023	1,3	2,1	SI
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	2	1,7	0,008	0,4	2,1	SI
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	2	1,7	0,008	0,4	2,1	ST
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel indeterminada 1	2 1	1,7 0,8	0,007 0,022	0,4 1,2	2,0 2,0	ST NC
<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) K. Schum.	1	0,8	0,012	0,7	1,5	SI
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez indeterminada 3	1 1	0,8 0,8	0,012 0,008	0,6 0,4	1,5 1,3	ST NC
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	1	0,8	0,008	0,4	1,3	ST
<i>Persea cf. major</i> (Meisn.) L.E.Kopp	1	0,8	0,008	0,4	1,2	P
<i>Solanum argenteum</i> Blanchet ex Dunal	1	0,8	0,007	0,4	1,2	P
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	1	0,8	0,005	0,3	1,1	ST
<i>Clethra scabra</i> Pers.	1	0,8	0,003	0,1	1,0	SI
<i>Sorocea</i> sp.1	1	0,8	0,002	0,1	0,9	NC

Na floresta de 50 anos, sete espécies são responsáveis pela metade (104,6) do Valor de Cobertura total (200), assemelhando-se ao encontrado por Pessoa *et al.* (1997), com também sete espécies, enquanto que em Guedes-Bruni *et al.* (1997) esse valor foi alcançado por 13 espécies e em Rosa (2013) por 19 espécies, ambas em florestas montanas conservadas.

O índice de diversidade de Shannon-Wiever (H') foi de 1,75 para a floresta de 20 anos e 3,01 para a floresta de 50 anos. O índice de diversidade da floresta de 20 anos foi bem inferior aos encontrados na literatura levantada, assemelhando-se ao encontrado em floresta secundária de 10 anos de idade, enquanto que o valor encontrado para floresta de 50 anos foi similar à floresta secundária de 18 anos (Tabarelli & Mantovani, 1999) e 50 anos (Marchiori, 2012) em São Paulo e 30 anos em Macaé de Cima (Pessoa *et al.*, 1997), como pode ser observado na tabela 5.

Tabela 5. Índice de diversidade de Shannon-Wiever (H') em florestas montanas de domínio Atlântico.

Local	Idade da vegetação	H'	Fonte
	10 anos	1,16	
Parque Estadual da Serra do Mar (SP)	18 anos	3,07	Tabarelli e Mantovani (1999)
	Madura	5,25	
Parque Estadual da Serra do Mar (SP)	50 anos	3,7	Marchiori (2012)
Macaé de Cima (RJ)	30 anos	3,66	Pessoa <i>et al.</i> (1997)
Macaé de Cima (RJ)	Madura	4,05	Guedes-Bruni <i>et al.</i> (1997)
	20 anos	1,75	
Nova Friburgo (RJ)	50 anos	3,01	Presente estudo

Um importante aspecto a ser ressaltado no caso do presente estudo são os efeitos da fragmentação. Segundo Tonhasca (2005), o efeito mais evidente da fragmentação é a redução do número de espécies, devido a principalmente duas razões: 1) efeito amostral: a probabilidade de ocorrência de qualquer espécie está relacionada ao tamanho da área considerada. O número de espécies em fragmentos é baixo simplesmente porque representam áreas restritas; 2) o isolamento pode reduzir ainda mais o tamanho de populações intrinsecamente raras, tornando inviável a sua sobrevivência a longo prazo. Dessa forma, os índices de diversidade encontrados podem estar relacionados ao efeito amostral, uma vez que o aumento na área amostral propiciaria maior probabilidade de ocorrência de espécies não amostradas.

A análise de homogeneidade entre grupos indicou haver diferenças significativas na composição florística entre as áreas ($F=11,61$; $g.l.=1$, $perm=999$, $p=0.011$). Além disso, a área de 50 anos apresentou maior diversidade arbórea do que a área de 20 anos. Isso pode ser indicado pela figura 4, que demonstra que as parcelas pertencentes à área de 50 anos compreendem uma maior amplitude nos valores tanto no eixo PCoA1 quanto no eixo PCoA2 (figura 4).

A biomassa total de raízes grossas coletadas na área de 20 e de 50 anos, independente de diâmetro e profundidade, foi de $4.225,5g/m^3$ e $2.015,5g/m^3$ respectivamente. A maior densidade de raízes grossas na trincheira do fragmento de 20 anos foi devida ao incremento de biomassa provocado por raízes de diâmetro superior a 20 mm em virtude da localização de espessas raízes ao longo do perfil, principalmente na profundidade de 30 cm (tabela 6).

Tabela 6. Biomassa (g) total das raízes por classes de diâmetro e profundidade e porcentagem (em parêntesis) em relação à biomassa total de cada classe por profundidade do solo.

	Floresta 20 anos					Floresta 50 anos					
	Classes de diâmetro (mm)					Classes de diâmetro (mm)					
	2 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 50	> 50	2 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 50	> 50	
Profundidade (cm)	0-10	128,7 (45)	282,8 (53)	156,5 (24)	514,7 (33)	58,5 (5)	76,9 (24)	103,4 (20)	165,8 (21)	96,2 (31)	67,1 (100)
	10-20	44,2 (15)	88,2 (16)	64,9 (10)	187 (12)	178,2 (15)	58,3 (18)	111,2 (22)	177,3 (22)	216,7 (69)	0,0 (0)
	20-30	51,3 (18)	93,9 (17)	199,3 (31)	582,9 (37)	482,1 (41)	48,6 (15)	70,4 (14)	119,2 (15)	0,0 (0)	0,0 (0)
	30-40	28,6 (10)	36,7 (7)	130,4 (20)	150,4 (10)	147 (13)	40,6 (13)	45,3 (9)	172,9 (21)	0,0 (0)	0,0 (0)
	40-50	12,3 (4)	11,2 (2)	92,5 (14)	6,7 (0)	90,8 (8)	23,9 (7)	40,5 (8)	124,5 (15)	0,0 (0)	0,0 (0)
	50-75	13 (5)	18,5 (3)	6,6 (1)	18,6 (1)	214,4 (18)	42,6 (13)	53,7 (11)	37,8 (5)	0,0 (0)	0,0 (0)
	75-100	7,8 (3)	7,8 (1)	1,4 (0)	117,6 (7)	0 (0)	33,5 (10)	81,7 (16)	7,7 (1)	0,0 (0)	0,0 (0)
Total	285,9	539,1	651,6	1577,9	1171	324,3	506,2	805,0	312,9	67,1	

Em relação à biomassa total de raízes por classes de diâmetro até 20 mm, a floresta de 50 anos apresentou valores mais altos, com exceção da classe de 5-10 mm, que foi superior na floresta de 20 anos. Percebe-se, porém, que a distribuição das raízes nessas classes foi mais equilibrada ao longo do perfil na floresta de 50 anos. Na floresta de 20 anos, as raízes das classes de diâmetro de 2-5 e 5-10 mm concentraram 92% e 95% da biomassa radicular acima de 50 cm do solo, enquanto que na floresta de 50 anos a concentração foi de 77% e 73% respectivamente. Chama a atenção também, que nessas mesmas classes (2-5 mm e 5-10 mm) 60% e 68% das raízes na floresta de 20 anos estavam concentradas nos primeiros 20 cm do solo, enquanto que na floresta de 50 anos ambas as classes concentraram 42% da biomassa radicular nessa mesma profundidade. Em Genet *et al.* (2010) 55% das raízes nas classes de 2-5 mm e 5-10 mm concentraram-se nos primeiros 15 cm do solo em área de regeneração de 5 anos e 60% e 42% respectivamente em área de 20 anos. Vance e Nadkarni (1991) encontraram valores de 57% e 53,6% para as respectivas classes nos primeiros 20 cm em floresta avançada. Estes valores demonstram que grande parte do enraizamento localiza-se na parte superior do solo, independente do estágio sucessional, o que normalmente é atribuído ao fato de que é onde se localiza a maior parte dos nutrientes e matéria orgânica do solo (Genet *et al.*, 2010). O que se observa, porém, no que se refere a diferenças entre estágios sucessionais é a profundidade do enraizamento. Enquanto Genet *et al.* (2010) amostraram raízes até 60 cm e relataram que além dessa profundidade a quantidade de raízes era negligenciável, Vance e Nadkarni (1991) encontraram raízes em

uma trincheira até 180 cm de profundidade. A importância do enraizamento mais profundo para a estabilidade de encostas é que as raízes, dessa forma, podem cruzar superfícies instáveis e se ancorarem em estratos firmes (Tsukamoto, 1990), enquanto que o enraizamento mais superficial pode localizar-se acima da superfície de ruptura, sendo negligenciável para a estabilidade da encosta. Os efeitos mecânicos das raízes são principalmente relevantes quando a zona de enraizamento cruza o plano de ruptura de um deslizamento, o que depende tanto da profundidade do sistema radicular quanto da profundidade e tipo do deslizamento (Nilaweera & Nutalaya, 1999; Stokes *et al.* 2009).

Alguns estudos que levam em consideração a biomassa de raízes grossas contabilizam apenas raízes de diâmetros até 10 mm (Genet *et al.* 2009; Brearley, 2011) ou incluem todas as raízes maiores que 5 mm em uma mesma classe (Balieiro *et al.*, 2005; Vance & Nadkarni, 1991; Ostertag, 1998). Isso se deve provavelmente à alta variabilidade de distribuição de raízes mais grossas (Vance e Nadkarni, 1991) e aos diferentes tipos de amostragem, sendo que muitas vezes realiza-se um número maior de pequenas amostras, o que impossibilita a aquisição de raízes de diâmetros maiores. No levantamento de diversos trabalhos sobre alocação de biomassa nos sistemas radiculares em florestas ao redor do mundo, Cairns *et al.* (1997) afirmaram que a maior parte dos estudos não reporta ou quantifica a biomassa radicular por classes de tamanho.

Em trabalho similar, Jackson *et al.* (1996) levantaram 250 estudos sobre distribuição de raízes em diversos biomas terrestres ao redor do mundo. Segundo os autores, a biomassa de raízes encontrada nos estudos variou de 0,2 a 5 kg/m², sendo que as florestas ombrófilas localizadas nas regiões tropicais apresentaram os maiores valores de biomassa. Cairns *et al.* (1997), por meio de análises de regressão linear concluíram que a densidade de biomassa acima do solo, idade e categoria latitudinal foram os mais importantes fatores preditivos da densidade de biomassa de raízes, que juntos, explicaram 84% das variações.

Uma grande parte dos estudos de biomassa de raízes expressam os valores em medidas de área (kg/m² ou ton/ha) (Brearley, 2011; Vance & Nadkarni, 1991; Ostertag, 1998; Saldarriaga *et al.*, 1986). Além dos estudos não utilizarem sempre as mesmas classes de medidas, outras diferenças metodológicas limitam comparações mais detalhadas entre os estudos dos sistemas radiculares. Cairns *et al.* (1997) atestaram que as profundidades trabalhadas variaram entre 100 cm (15% dos estudos levantados) e 40 a 100 cm (20%), e que 65% dos estudos não determinaram a profundidade estudada. Os autores pressupõem que como os estudos levantados são realizados de forma a analisar a densidade de biomassa total de raízes, as profundidades atingidas são suficientes para capturar todas as raízes. Porém, é de se esperar que estas variações se deem também devido a diferenças nos objetivos de cada estudo.

As diferenças metodológicas utilizadas em estudos de biomassa radicular variam nas classes de diâmetro consideradas, profundidade, tipo de amostragem e ordens de medidas (g/m^2 ou g/m^3). Apesar dessas diferenças, a biomassa radicular pode chegar a 7.220 g/m^2 (Vance & Nadkarni, 1991). Da mesma forma que no presente estudo, os autores relatam um aumento considerável na biomassa devido à inclusão de poucas raízes muito grossas. Isso pode acarretar em uma sobre-estimativa da biomassa devido a uma grande variabilidade espacial dessas raízes mais grossas, o que demonstra a necessidade de um maior número de amostragens quando se utiliza o método de trincheiras.

O comprimento total de raízes encontradas nas trincheiras foi de $95,4 \text{ m/m}^3$ no fragmento de 20 anos e de $153,2 \text{ m/m}^3$ no fragmento de 50 anos. Verifica-se que o comprimento total das raízes grossas só foi maior na floresta de 20 anos na profundidade de 0 – 10 cm (tabela 7). Em todas as outras profundidades, a floresta de 50 anos apresentou maior comprimento total de raízes.

Tabela 7. Comprimento (m) total de raízes grossas (>2mm) por profundidade e contribuição percentual (em parêntesis) em trincheiras em floresta de 20 e 50 anos em Nova Friburgo (Brasil – RJ).

		Profundidade (cm)							Total
		0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-75	75-100	
Comprimento (m)	20 anos	39,59 (42)	13,45 (14)	18,66 (20)	11,67 (12)	3,84 (4)	4,93 (5)	3,22 (3)	95,36
	50 anos	34,85 (23)	28,74 (19)	23,78 (16)	18,24 (12)	13,52 (9)	19,71 (13)	14,34 (9)	153,18

Em relação ao comprimento total por classes de diâmetro, a floresta de 50 anos apresentou maior comprimento nas três classes que abrangem os diâmetros de 2-20 mm, enquanto que a floresta de 20 anos teve comprimento maior nas duas classes superiores a 20 mm (tabela 8). Isso se deve ao fato de que na área de 50 anos foram encontradas poucas raízes de diâmetro superior a 20 mm, o que já foi discutido previamente.

Tabela 8. Comprimento (m) total de raízes grossas (>2mm) por classes de diâmetro e contribuição percentual (em parêntesis) em trincheiras em floresta de 20 e 50 anos em Nova Friburgo (Brasil – RJ).

Classes de diâmetro (mm)		2-5	5-10	10-20	20-50	>50	Total
Comprimento (m)	20 anos	55,96 (59)	24,95 (26)	8,93 (9)	4,34 (5)	1,19 (1)	95,37
	50 anos	101,26 (66)	34,8 (23)	15,48 (10)	1,35 (1)	0,28 (0)	153,17

O percentual do comprimento total das raízes decresce com o aumento das classes de diâmetro em ambas as áreas, demonstrando um recobrimento

maior das raízes mais finas (tabela 8), o que foi igualmente observado nos dados coletados por Ostertag (1998) em raízes de classes entre <1 mm e >5 mm. Segundo Reubens *et al.* (2007), a densidade de comprimento de raízes (DCR) é o melhor indicador da ocupação do solo pelas raízes. Ostertag (1998) com base em seus dados conclui que, apesar de muitos estudos utilizarem somente a biomassa de raízes, o comprimento de raízes demonstra fortes padrões.

A relação entre umidade do solo e comprimento de raízes também foi observada por Normaniza e Barakbah (2006). Os autores sugerem que o conteúdo de água no solo e densidade de comprimento de raízes (DCR) podem ser usados como fatores preditivos da estabilidade de encostas vegetadas. O estudo conduzido demonstrou que quanto maior a DCR, menor o conteúdo de água no solo e maior resistência ao cisalhamento, sendo que o conteúdo de água no solo também demonstrou correlação negativa com a resistência ao cisalhamento. O maior recobrimento de raízes grossas na área de floresta de 50 anos, tanto o valor total como em profundidade pode ser responsável por uma drenagem mais eficiente da água no solo, maior coesão do solo promovida pelas raízes e maior resistência ao cisalhamento, importantes fatores na estabilidade de encostas.

Considerações finais

Os dados encontrados nesse estudo demonstraram diferenças significativas entre os fragmentos de floresta de 20 e 50 anos que refletem mudanças estruturais e funcionais nas comunidades vegetais em relação aos seus estágios sucessionais que devem ser levados em consideração no que se refere à estabilidade de encostas, principalmente no que se refere à porcentagem de árvores mortas e comprimento de raízes. Os aspectos vegetacionais das florestas secundárias relevantes à estabilidade de encostas mudam ao longo do tempo, guardam heranças de usos passados, são afetadas por usos atuais e, consequentemente, afetam os processos hidrológicos e mecânicos das encostas.

Os elementos estruturais da vegetação levantados nos fragmentos de floresta secundária montana de idades aproximadas de 20 e 50 anos assemelharam-se aos encontrados em outras florestas montanas secundárias, porém os dados de composição apresentaram um número de espécies extremamente reduzido. Isso pode ser explicado pelos seguintes fatores: menor tamanho da área amostral em relação aos estudos comparativos; fragmentos florestais de pequenas dimensões; uso histórico (e/ou atual) do solo; ausência de áreas de florestas conservadas próximas; condições microclimáticas adversas, como suscetibilidade a efeitos de borda. A alta porcentagem de árvores mortas e a grande quantidade de espécies pioneiras e secundárias iniciais presentes na área de floresta de 20 anos já eram esperadas, porém estas mesmas características na área de floresta de 50 anos demonstram que o fragmento florestal em questão vem encontrando dificuldades em sua regeneração, tendendo a um processo sucessional mais

lento do que foi encontrado na literatura levantada. É possível que isso seja um reflexo da criação de clareiras, intensidade do uso passado, ou ainda, do uso atual, como extração seletiva de madeira. Eventualmente, tais características terão implicações no comportamento hidrológico e mecânico no que se refere ao papel dessas florestas na estabilidade de encostas. Como foi discutido e visualizado em campo, as raízes em decomposição formam dutos que favorecem fluxos preferenciais de infiltração e em caso de chuvas extremas, a saturação do solo pode levar à geração de fluxo turbulento e aumento da poro pressão, que por conseguinte, pode ocasionar na ruptura do solo. A característica de ciclo de vida curto das espécies pioneiras e a aparente dificuldade de estabelecimento de espécies de ciclo de vida mais longo identifica uma tendência à manutenção desta alta taxa de indivíduos mortos, o que pode aumentar a suscetibilidade da encosta à deflagração de novos deslizamentos.

A área de floresta de 20 anos apresentou uma maior biomassa de raízes grossas, porém, a área de floresta de 50 anos exibiu um maior recobrimento do solo pelo sistema radicular, dado pelos valores superiores de comprimento raízes, tanto total como em profundidade, o que pode levar a uma drenagem mais eficiente da água no solo, maior coesão do solo promovida pelas raízes e maior resistência ao cisalhamento, importantes fatores na estabilidade de encostas. A alta variabilidade espacial dos sistemas radiculares exige uma ampliação na amostragem dos dados para que se possam obter valores estatisticamente mais confiáveis. Contudo, fica patente o papel que mecanismos hidrológicos e mecânicos nos diferentes tipos de florestas podem apresentar na detonação ou atenuação de movimentos de massa e suas consequências na estabilidade de encostas.

Referências bibliográficas

- AUGUSTIN, C.H.R.R. & ARANHA, P.R.A. 2006. *Piping* em Área de Voçorocamento, Noroeste de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 7(1): 9-18.
- BALIEIRO, F.C.; CEDDIA, M.B.; PEREIRA, M.G.; RESENDE, A.S. & FRANCO, A.A. 2005. Biomassa de Raízes e Regime Hídrico do Solo em um Plantio de *Pseudosamanea guachapele* (Kunth) Harms em um Planossolo Háplico. *Floresta* 35 (2): 221-230.
- BANCO MUNDIAL. 2012. *Avaliação de Perdas e Danos: inundações e deslizamentos na Região Serrana do Rio de Janeiro – Janeiro de 2011*. Relatório elaborado pelo Banco Mundial com apoio do Governo do Estado do Rio de Janeiro.
- BARROS, F.A. 2006. *Efeito de Borda em Fragmento de Floresta Montana, Nova Friburgo – RJ*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Universidade Federal Fluminense. 100f.
- BREARLEY, F.Q. 2011. Below-ground Secondary Succession in Tropical Forests of Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 27(4): 413-420.
- CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.M. & BAUMGARDNER, G.A. 1997. Root Biomass Allocation in the World's Upland Forests. *Oecologia* 111: 1-11.
- COELHO NETTO, A.L. 1999. Catastrophic landscape evolution in a humid region (SE Brazil): inheritances from tectonic, climatic and land use induced changes. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.*, p. 21-48.

COELHO NETTO, A.L.; SATO, A.M.; AVELAR, A.S.; Vianna, L.G.G.; ARAÚJO, I.S.; FERREIRA, D.L.A.; LIMA, P.H.; SILVA, A.P.A. & SILVA, R.P. 2013. January 2011: The Extreme Landslide Disaster in Brazil. In: Claudio MARGOTTINI; Paolo CANUTI & Kyoji SASSA (org.). *Landslide Science and Practice*. 1ed. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, v. 6: 377-384.

DEFESA CIVIL NACIONAL. *Sistema Integrado de Informações sobre Desastres – S2ID*. Disponível em: <http://s2id.integracao.gov.br/>

DE PLOEY, J.; CRUZ, O. 1979. Landslides in the Serra do Mar, Brazil. *Catena* 6(2): 111-122.

DURIGAN, G. 2009. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: MARTINS, S.V. (ed.). *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, p. 185-215.

FELL, R.; COROMINAS, J.; BONNARD, C.; CASCINI, L.; LEROI, E. & SAVAGE, W.Z. 2008. Guidelines for landslide susceptibility, hazard and risk zoning for land use planning. *Engineering Geology* 102: 85-98.

FRAGA, J.S.; COELHO NETTO, A.L. & SATO, A.M. 2014. Comparação da Condutividade Hidráulica na Zona de Raízes entre dois Fragmentos de Florestas Secundárias de Montanha em Nova Friburgo/RJ. *Revista Geonorte*, Edição Especial 4, v.10 (1): 48-53.

FREIRE, J.M. 2010. *Fitossociologia e Estrutura do Componente Arbóreo de um Remanescente de Floresta Urbana no Maciço da Pedra Bran, Rio de Janeiro – RJ*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. UFRRJ. 129f.

GENET, M.; STOKES, A.; FOURCAUD, T. & NORRIS, J.E. 2010. The Influence of Plant Diversity on Slope Stability in a Moist Evergreen Deciduous Forest. *Ecological Engineering* 36: 265-275.

GHESTEM, M.; SIDLE, R.C. & STOKES, A. 2011. The influence of plant root systems on subsurface flow: Implications for slope stability. *BioScience* 61(11): 869-879.

GREENWAY, D.R. 1987. *Vegetation and slope stability. Slope Stability: Geotechnical Engineering and Geomorphology*. John Wiley and Sons New York, p 187-230.

GUAPYASSÚ, M.S. 1994. *Caracterização Fitossociológica de Três Fases Sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana – Morretes – Paraná*. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná. 165 p.

GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management* 148: 185-206.

GUEDES-BRUNI, R.R.; PESSOA, S.V.A. & KURTZ, B.C. 1997. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho preservado de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: LIMA, H.D. & GUEDES-BRUNI, R.R. (eds.). *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 127-146.

HALES, T.C.; FORD, C.R.; HWANG, J.M.; VOSE, J.M. & BAND, L.E. 2009. Topographic and Ecologic Controls on Root Reinforcement. *Journal of Geophysical Research* 114: 1-17.

JACKSON, R.B.; CANADELL, J.; EHLERINGER, J.R.; MOONEY, H.A.; SALA, O.E. & SCHULZE, E.D. 1996. A Global Analysis of Root Distributions for Terrestrial Biomes. *Oecologia* 108: 389-411.

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. Rio de Janeiro, 118 p.

KEIM, R.F. & SKAUGSET, A.E. 2003. Modelling effects of forest canopies on slope stability. *Hydrological Processes* 17(7): 1457-1467.

LEGENDRE, P. & GALLAGHER, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.

- MARCHIORI, N.M. 2012. *Aspectos Funcionais da Floresta Ombrófila Densa Montana, PESM: estrutura, biomassa aérea, uso de nitrogênio de fotossíntese*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. 122 p.
- MATOS, D.M.S.; TERRA, G.; PARDO, C.S.R.; NERI, A.C.A.; FIGUEIREDO, F.G.; PAULA, C.H.R.; BALDONI, R.N. & BOCCHINI, I.G. 2007. Análise Florística do Componente Arbóreo de Florestas na Região da Serra dos Órgãos, Teresópolis, RJ. *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. ICMBio. PARNASO. p. 69-81.
- MORO, F.M. & MARTINS, F.R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J.M.; EISENLOHR, P.J.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A. & NETO, J.A.A.M. 2011. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*. Viçosa, Ed. UFV, p. 213-230.
- NILAWEEERA, N.S. & NUTALAYA, P. 1999. Role of Tree Roots in Slope Stabilisation. *Bull. Eng. Geol. Env.* 57: 337-342.
- NORMANIZA, O. & BARAKBAH, S.S. 2006. Parameters to Predict Slope Stability – soil water and root profiles. *Ecological Engineering* 28: 90-95.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- OLIVEIRA, R.R. 1999. *O rastro do homem na floresta: Sustentabilidade e funcionalidade da Mata Atlântica sob o manejo caçara*. Rio de Janeiro: UFRJ Tese de Doutorado, Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA, R.R.; FRAGA, J.S.; SALES, G.P.S. & COELHO NETTO, A.L. 2012. Perda de Funções Ecológicas de Encostas de Angra dos Reis, RJ. *Pesquisas, Botânica* 63: 41-53.
- OSTERTAG, R. 1998. Belowground Effects of Canopy Gaps in a Tropical Wet Forest. *Ecology* 79(4): 1294-1304.
- PESSOA, S.V.; GUEDES-BRUNI, R.R.A. & KURTZ, B.C. 1997. Composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: LIMA, H.D. & GUEDES-BRUNI, R.R. (eds.). *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 147-168.
- PRANDINI, L.; GUIDICINI, G.; BOTTURA, J.A.; PONÇANO, W. & SANTOS, A.R. 1977. Behavior of the vegetation in slope stability: a critical review. *Bulletin of the International Association of Engineering Geology* 16: 51-55.
- R CORE TEAM. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.
- REGINATO, M. & GOLDENGERG, R. 2007. Análise Florística, Estrutural e Fitogeográfica da Vegetação em Região de Transição entre as Florestas Ombrófilas Mista e Densa Montana, Piraquara, Paraná, Brasil. *Hoehnea* 34(3): 349-364.
- REUBENS, B.; POESEN, J.; DANJON, F.; GEUDENS, G. & MUYS, B. 2007. The Role of Fine and Coarse Roots in Shallow Slope Stability and Soil Erosion Control with a Focus on Root System Architecture: a review. *Trees* 21: 385-402.
- ROSA, L.P.G. 2013. *Florística e Fitossociologia da Floresta Atlântica Montana no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. UERJ. Rio de Janeiro. 76f.
- SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C. & THARP, M.L. 1986. *Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela*. Environmental Sciences Division. Publication n. 2822. 176p.
- SCHORN, L.A. & GALVÃO, F. 2006. Dinâmica da Regeneração Natural em Três Estágios Sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. *Floresta* 36(1): 54-74.

SIDLE, R.C. & OCHIAI, H. 2006. *Landslides: processes, prediction and land use*. Water Resources Monograph Series 18. American Geophysical Union. Washinton, D.C., 317 p.

STOKES, A.; NORRIS, J.E.; VAN BEEK, L.P.H.; BOGAARD, T.; CAMMERAAT, E.; MICKOVSKI, S.B.; JENNER, A.; DI IORIO, A. & FOURCAUD, T. 2008. How Vegetation Reinforces Soil on Slopes. In: NORRIS J.E. *et al.* (eds.). *Slope Stability and Erosion Control: ecotechnological solutions*, p. 65-118.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2): 251-261.

TONHASCA, A. 2005. *Ecologia e história natural da Mata Atlântica*. Editora Interciência,

TSUKAMOTO, Y. 1990. Effect of vegetation on debris slide occurrences on steep forested slopes in Japan Islands. *IAHS-Publ.* 192: 183-191.

UCHIDA, T.; KOSUGI, K. & MIZUYAMA, T. 2001. Effects of Pipeflow on Hydrological Process and its Relation to Landslide: a review of pipeflow studies in forested headwater catchments. *Hydrological Processes* 15: 2151-2174.

UCHIDA, T. 2004. Clarifying the Role of Pipe Flow on Shallow Landslide Initiation. *Hydrological Processes* 18: 375-378.

VANCE, E.D. & NADKARNI, N.M. 1991. Root Biomass Distribution in a Moist Tropical Montane Forest. *Plant and Soil* 142: 31-39.

ZIEMER, R.R. 1981. The role of vegetation in the stability of forested slopes. *In: Proc. First Union of For. Res. Org., Div. I, XVII World Congress, Kyoto, Japan, p. 297-308.*



Figura 1. Localização das parcelas na área #1 – Floresta de aprox. 50 anos. Na porção central esquerda um deslizamento no contato solo-rocha, de 2011. Google Earth, imagem de 19/01/2011. Município de Nova Friburgo, Rio de Janeiro.



Figura 2. Localização das parcelas na área #2 – Floresta de aprox. 20 anos. No centro da imagem um desabamento de janeiro de 2011. Google Earth, imagem de 19/01/2011. Município de Nova Friburgo, Rio de Janeiro.



Figura 3. Macroporo formado pela decomposição de raiz morta. Um dentre muitos encontrados ao longo do processo de abertura das trincheiras.

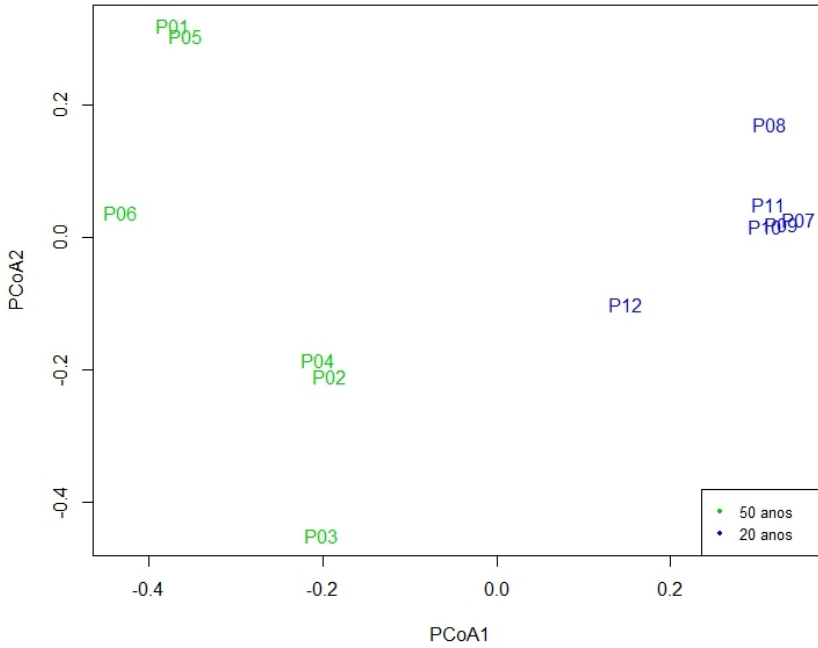


Figura 4. Ordenação das parcelas na Análise de Coordenadas Principais (PCoA) de acordo com as áreas 20 anos de regeneração (em azul) e 50 anos de regeneração (em verde) em Nova Friburgo (Brasil – RJ). Note que: (i) as parcelas de uma mesma área estão de modo geral mais próximas entre si do que parcelas de áreas distintas indicando maior similaridade na composição entre elas e (ii) as parcelas da área de 50 anos descrevem uma maior amplitude de variação tanto no eixo PCoA1 quanto no eixo PCoA2, denotando a maior diversidade nesta área.