UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

Joana Stingel Fraga

ASPECTOS VEGETACIONAIS RELEVANTES À HIDROLOGIA DE FLORESTA SECUNDÁRIA COM IDADES DISTINTAS: subsídios à compreensão da estabilidade de encostas

Deslizamentos de Nova Friburgo em 2011. Fonte: Google imagens.

Dissertação de Mestrado

Rio de Janeiro
2014

UFRJ

Joana Stingel Fraga

ASPECTOS VEGETACIONAIS RELEVANTES À HIDROLOGIA DE FLORESTA SECUNDÁRIA COM IDADES DISTINTAS: subsídios à compreensão da estabilidade de encostas

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Geografia, Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Geografia na Área de Concentração de Planejamento e Gestão Ambiental.

Orientadora: Profª. Drª. Ana Luiza Coelho Netto

Rio de Janeiro
2014

Fraga, Joana Stingel

Aspectos vegetacionais relevantes à hidrologia de floresta secundária com idades distintas: subsídios à compreensão de estabilidade de encostas / Joana Stingel Fraga – 2014

125 f.:il.

Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Rio de Janeiro, 2014.

Orientadora: Ana Luiza Coelho Netto

1. Geografia. 2. Planejamento e Gestão Ambiental – Dissertação de Mestrado. I. Coelho Netto, Ana Luiza (Orient.). II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Geografia. III. Aspectos vegetacionais relevantes à hidrologia de floresta secundária com idades distintas: subsídios à compreensão de estabilidade de encostas

Joana Stingel Fraga

ASPECTOS VEGETACIONAIS RELEVANTES À HIDROLOGIA DE FLORESTA SECUNDÁRIA COM IDADES DISTINTAS: subsídios à compreensão da estabilidade de encostas

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Geografia, Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Geografia na Área de Concentração de Planejamento e Gestão Ambiental.

Orientadora:

Profª Drª. Ana Luiza Coelho Netto – Departamento de Geografia - IGEO/UFRJ

Aprovada em: 10 / 10 / 2014

Por:

_____

Profª. Flavia Lins de Barros – PPGG/UFRJ

_____

Prof. Mauricio Ehrlich – COPPE/UFRJ

_____

Prof. Rogério Ribeiro de Oliveira – PUC-Rio

À dois presentes da vida:

Miguel Yalom (in memoriam), amigo querido que me ensinou sobre a inconstância do mundo físico

À melhor avó que poderia ter tido, Zazá (in memoriam), meu bem mais precioso!

AGRADECIMENTOS

Tantas foram as pessoas que contribuíram não só para a realização desse trabalho, mas que me acompanharam e me trouxeram muitos aprendizados fundamentais ao longo desse período, que torna-se difícil sintetizar agradecimentos.

À professora que me aceitou como orientanda e me ensinou muito mais do que uma simples orientadora, Ana Luiza Coelho Netto. Muito obrigada pelos conhecimentos adquiridos, pelos estímulos à reflexão e à visão crítica, pela noção do que é fazer pesquisa, mas também por ensinamentos que ultrapassam a esfera acadêmica.

Ao professor Anderson Mululo Sato por todo tempo dedicado, pela paciência, pelos conhecimentos compartilhados, pelas críticas sempre construtivas, pelo acompanhamento e ajuda imprescindível ao longo desse trabalho.

Ao professor Rogério Ribeiro de Oliveira, agradeço imensamente pela ajuda e apoio sempre! Pela parceria nos trabalhos e pela amizade que me é tão cara e para mim, é coisa de outros tempos...

À querida Inês Machline, não só pela ajuda nos campos, na identificação das plantas e na análise fitossociológica, mas também pela atenção, carinho e preocupação.

À COPPE-UFRJ e ao Prof. Mauricio Ehrlich por ceder autorização de uso do Laboratório de Geotecnia para os ensaios de granulometria. Aos técnicos do mesmo laboratório, Luizão, Serginho e Carlinhos pela enorme ajuda, sempre extremamente solícitos, e pela descontração, transformando as horas de trabalho no laboratório em momentos muito mais prazerosos.

Às bolsistas de iniciação científica Annita Neves e Anna Faya pela ajuda nas análises de laboratório e nos trabalhos de campo.

Ao maguinho, que além de nos conduzir aos campos, fazer almoço (e levar para o campo!), ajudar na resolução de todos os tipos de problemas, sua presença ainda era diversão garantida.

À toda equipe do GEOHECO, em especial ao amigo Felipe Soter pela ajuda na maior parte dos trabalhos de campo e discussões sempre produtivas, à Dani pela ajuda sempre que solicitada, à Roberta Pereira pela companhia nos campos e parceria, à Sonia Mena, grande presente importado do Chile da e para vida, ao Pedro Lima e Leo Barbosa, à Flavia, Maria Clara, Carol Facadio, Nathalia e a todos os outros membros do laboratório que sempre solícitos, demonstrando o verdadeiro espírito de equipe, fizeram desse um período tão bom!

Ao amigo Fernando Cesário, pelas “sacudidas” de vez em quando, pelas discussões produtivas, pela enorme ajuda com minhas dúvidas (mesmo que sejam em um sábado à noite), pela amizade e pelas risadas.

À Dona Dilma, querida proprietária da “nossa” casa de Friburgo, por compartilhar amor incondicional pelos animais e pela homenagem de batizar uma gatinha recém-chegada de Joana. Ao Seu Floriano, por disponibilizar uma área de seu terreno para a realização dessa pesquisa, pela amabilidade, por abrir as portas de sua casa para nos mostrar fotos antigas e contar histórias de tempos passados de Nova Friburgo.

Ao professor Richieri Sartori pela disponibilidade de seu tempo para clarear minhas dúvidas.

Às amigas para a vida inteira: Manu, Beta, Marô, Camila, Lau, Mari, Cintia, Carol, Helena, Nana, Chris. Obrigada por me acrescentarem, cada uma à sua maneira, um

pouco de vocês, pelas conversas, apoio, estímulo e pelos momentos maravilhosos sempre que estamos juntas.

Não poderia deixar de agradecer à família maravilhosa a qual tenho tanto orgulho de pertencer. Obrigada pai, Eduardo Fraga, por ser exemplo de perseverança e mãe, Ana Stingel, pelo seu exemplo de força. Obrigada por me ensinarem a superar adversidades, pelo amor, carinho e companheirismo. Por acreditarem em mim e sempre me apoiarem em tudo, por serem meus grandes amigos e estarem sempre abertos a todo tipo de conversa. Ao meu irmão, Leo, que mesmo morando em outra cidade, vai ser sempre não só meu irmão biológico, mas o irmão que eu escolheria para a vida e a primeira pessoa que eu penso em recorrer quando preciso. Obrigada a vocês por simplesmente serem quem são! Agradeço também à Regina Gondim, que entrou para a família para ser essencial. Aos meus avós, pelos quais minha admiração é indizível. Clementino Fraga Filho, pela enorme sabedoria repassada, pelo interesse e curiosidade na minha vida dentro da universidade. Ao meu “xodó”, a avó mais linda que eu poderia ter tido, Zazá Fraga, pelo amor, carinho e ternura sem fim. Saudades!

Ao Charles, pelos ensinamentos que transcendem o mundo físico, por ser facilitador das experiências que me demonstraram o que é a verdadeira felicidade.

Gostaria, finalmente, de agradecer às agências de fomento à pesquisa FAPERJ, CAPES e CNPq por fazerem esta pesquisa viável.

Viva como se fosse morrer amanhã. Aprenda como se fosse viver para sempre.

Mahatma Gandhi

RESUMO

FRAGA, Joana Stingel. Aspectos vegetacionais relevantes à hidrologia de floresta secundária com idades distintas: subsídios à estabilidade de encostas. Rio de Janeiro, 2014. 115 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

Os eventos extremos causados por fenômenos naturais ou induzidos pelo homem vêm se tornando cada vez mais problemáticos por gerar grandes e imediatas consequências às populações humanas e passam a ser considerados desastres a partir do momento em que geram perdas sociais, econômicas e/ou ecológicas. O desastre da região serrana do Estado do Rio de Janeiro em 2011 ficou conhecido como a maior tragédia climática da história do Brasil, no qual chuvas extremas atingiram principalmente os municípios de Petrópolis, Teresópolis e Nova Friburgo e causaram milhares de deslizamentos e inundações. A ocorrência de 64% dos deslizamentos em encostas florestadas evidenciou a necessidade de um melhor reconhecimento e entendimento do papel da cobertura vegetal na hidrologia de encostas e suas implicações na deflagração e propagação dos deslizamentos gerados neste evento. O papel desempenhado pela cobertura vegetal na estabilidade de encostas, apesar de vir sendo crescentemente discutido, não constitui uma questão simples e consensual devido à interação de diversos fatores. Dessa forma, o presente trabalho busca trazer contribuições na compreensão dos condicionantes da vegetação de diferentes tipologias florestais no município de Nova Friburgo (RJ). Traz como objetivo geral avaliar diferenças entre duas florestas secundárias de encosta de idades distintas no que se refere às características que influenciam seu comportamento hidrológico como subsídio ao melhor entendimento do papel das florestas na estabilidade de encostas. A estrutura e composição de dois fragmentos florestais (20 e 50 anos de idade) foram levantados em seis parcelas de 10 x 10 m em cada fragmento. A biomassa e comprimento de raízes grossas (> 2 mm) e a densidade de raízes finas (< 2 mm de diâmetro) foram determinadas em diferentes profundidades por meio de abertura de uma trincheira de 1 x 1 x 1 m em cada fragmento. No metro superior do solo também foram feitas análises das propriedades físicas do solo (granulometria, porcentagem de agregados e porosidade) e realizados ensaios de condutividade hidráulica saturada com auxílio do permeâmetro de Guelph. Os dados encontrados nesse estudo revelaram uma alta porcentagem de árvores mortas (F-20 – 13% dos indivíduos e F-50 – 8%) e de espécies pioneiras e secundárias iniciais em ambas as áreas, sendo estes resultados esperados para a área de 20 anos, porém demonstrando um processo sucessional mais lento na floresta de 50 anos do que encontrado na literatura. A biomassa de raízes grossas foi superior na área de floresta de 20 anos, porém o comprimento total das mesmas foi superior na floresta de 50 anos, evidenciando um maior recobrimento do solo pelos sistemas radiculares nessa área. Em relação às propriedade físicas do solo, a que demonstrou maior divergência entre as áreas foi a maior porcentagem de agregados (> 2mm) na área de 50 anos de idade, possivelmente relacionada à uma maior ciclagem de matéria orgânica e atividade da fauna do solo. A condutividade hidráulica saturada variou entre 10^{-5} e 10^{-3} cm/s, sendo os menores valores obtidos na floresta de 20 anos, refletindo a maior variabilidade nos dados das propriedades físicas dos solos.

Palavras-chave: florestas secundárias, estabilidade de encostas, hidrologia, raízes, Nova Friburgo.

ABSTRACT

FRAGA, Joana Stingel. Vegetational aspects relevant to the hydrology of secondary forest with different ages: subsidies to slope stability. Rio de Janeiro, 2014. 115 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

Extreme events caused by natural or human-induced phenomena are becoming increasingly problematic, generating large and immediate consequences to human populations. These events are considered a disaster from the moment that generate social, economic and / or environmental losses. The disaster in the mountainous region of the State of Rio de Janeiro in 2011 became known as the biggest climate tragedy in the history of Brazil, in which extreme rainfall mainly affected the cities of Petropolis, Teresopolis and Nova Friburgo and caused thousands of landslides and floods. The occurrence of 64% of landslides in forested slopes highlighted the need for better recognition and understanding of the role of vegetation cover on the hydrology of slopes and its implications in the initiation and propagation of landslides generated this event. The role of vegetation cover in the stability of slopes, despite being increasingly discussed, is not a simple and consensual question due to the interaction of several factors. Thus, this paper seeks to bring contributions in understanding the determinants of vegetation in different forest types in Nova Friburgo (RJ). The general objective is to evaluate differences between two secondary forests in different slope with respect to the characteristics that influence their hydrological behavior as a subsidy to the better understanding of the role of forests of different ages in slope stability. Surveys of forests fragment (20 and 50 years old) structure and composition were carried in six plots of 10 x 10 m in each fragment. The coarse root (> 2 mm) biomass and length were determined at different depths through the opening of a trench 1 x 1 x 1 m in each fragment as the density of fine roots (<2 mm diameter). Analyzes of soil physical properties (grain size, percentage of aggregates and porosity) were carried out through samples colected in the upper meter of soil. Saturated hydraulic conductivity tests were performed with Guelph permeameter. The data found in this study revealed a high percentage of dead trees (13% in 20 yrs forest and 8% in 50 yrs forest) and pioneer and early secondary species in both areas, which are expected in the area of 20 results years, but demonstrating a slower successional process in the forest 50 years than in the literature. The biomass of coarse roots was higher in 20 yrs forest site, but the total length thereof was higher in the forest 50, showing a higher soil covering the root systems in this area. The physical property of the soil which showed greater divergence between the areas was the percentage of aggregates (>2 mm), highest in the area 50 years of age. This was possibly related to greater organic matter cycling and soil fauna activity. The saturated hydraulic conductivity varied between 10^{-5} and 10^{-3} cm / s, with the lowest values obtained in the forest 20 years, reflecting the greater variability in the data of the physical properties of soils.

Keywords: secondary forest, slope stability, hydrology, roots, Nova Friburgo.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 13
2 OBJETIVOS 20
2.1 Geral 20
2.2 Específicos 20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 21
3.1 Florestas e estabilidade de encostas 21
3.1.1 Raízes e seus aspectos mecânicos 23
3.1.2 Aspectos hidrológicos das florestas relevantes à estabilidade de encostas 29
3.2 Florestas tropicais secundárias 38
3.3 Condutividade hidráulica saturada e permeâmetro de Guelph 45
4 ÁREA DE ESTUDO 48
4.1 Características ambientais de Nova Friburgo 49
5 MATERIAIS E MÉTODOS 53
5.1 Levantamento fitossociológico 54
5.2 Abertura de trincheiras e análise da biomassa e densidade de raízes 59
5.2.1 Raízes grossas 59
5.2.2 Raízes finas 61
5.3 Propriedades Físicas dos Solos 62
5.3.1 Granulometria e porcentagem de agregados 62
5.3.2 Porosidade total 62
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO 67
6.1 Estrutura e composição dos fragmentos florestais 67
6.1.1 Aspectos da estrutura da vegetação 67
6.1.2 Aspectos da composição da vegetação 72
6.2 Análise dos sistemas radiculares 83
6.2.1 Biomassa 83
6.2.2 Comprimento total e Densidade de Comprimento de Raízes (DCR) 91
6.2.3 Raízes finas 93
6.3 Propriedades Físicas do solo 97
6.3.1 Granulometria 97
6.3.2 Porcentagem de agregados 100
6.3.3 Porosidade total 102
6.4 Condutividade hidráulica saturada (Ksat) 103
7 CONCLUSÕES 108
8 REFERÊNCIAS 111
ANEXO I - Planilha do Excel disponibilizada pela *Soilmoisture equipment coorp*. 123

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Número de desastres naturais e prejuízos econômicos entre 1900 e 2011. Extraído de Kobiyama *et al*. (2012), com base em dados disponíveis pelo emergency disaster data base – em-dat. 13
Figura 2. Ocorrência de deslizamentos por região do Brasil a partir de 1966. Fonte: Defesa Civil (2013). 14
Figura 3. Acumulado de chuva nos meses antecedentes ao evento catastrófico de janeiro de 2011, registrados pelas estações automáticas de Nova Friburgo, Olaria, Sítio Santa Paula e Ypu, localizadas no município de Nova Friburgo – RJ em relação à média histórica da estação Fazenda Mendes. *Estação que foi destruída durante evento chuvoso. O valor da precipitação é estimado. Coelho Netto *et al.* (2013). 16
Figura 4. Diferentes tipos de arquitetura radicular. Extraído de Stokes *et al*., 2008. 25
Figura 5. Imagem esquemática do processo de interceptação. P – Precipitação; ET – evapotranspiração; At – fluxo de atravessamento; Ft – fluxo de tronco. Extraído de Coelho Netto (2005). 32
Figura 6. Geração de *pipeflow* decorrente de evento chuvoso. Foto: Ana Luiza Coelho Netto. 37
Figura 7. Principais componentes do Permeâmetro de Guelph. Modificado de Soil Moisture Equipment Corp. Operating Instructions. 2012. 47
Figura 8. Mapa de localização das áreas de estudo. Área #1 – Floresta secundária de 50 anos; Área #2 – Floresta secundária de 20 anos. 48
Figura 9. Área #1 – fragmento florestal de aproximadamente 50 anos de idade. 52
Figura 10. Área #2 – fragmento florestal de aproximadamente 20 anos de idade 52
Figura 11. Objetivos e procedimentos da pesquisa. 53
Figura 12 Localização das parcelas na área #1 – Floresta de aprox. 50 anos. Google Earth, imagem de 19/01/2011. Município de Nova Friburgo, Rio de Janeiro. 54
Figura 13. Localização das parcelas na área #2 – Floresta de aprox. 20 anos. Google Earth, imagem de 19/01/2011. Município de Nova Friburgo, Rio de Janeiro. 55
Figura 14. Trabalhos de campo no Município de Nova Friburgo (RJ). A) Medição de PAP; B) Coleta de material botânico com podão; C) Utilização de material de escalada para coleta de material botânico; D) Etiquetagem de material botânico para identificação. 56
Figura 15. Locais de abertura das trincheiras. À esquerda, área de floresta de 20 anos e à direta, área de floresta de 50 anos, ambas no município de Nova Friburgo (RJ). 59
Figura 16. Processo de abertura de trincheira e peneiramento das raízes nas áreas de estudo. 60
Figura 17. Coleta de raízes finas com anel de Kopeck. 61
Figura 18. Lavagem e separação das raízes finas em laboratório. 62
Figura 19 Ensaio de condutividade hidráulica saturada com permeâmetro de Guelph. 64
Figura 20. Abertura do furo para os ensaios com o permeâmetro de Guelph e coleta do solo. 66
Figura 21. Distribuição da porcentagem dos indivíduos por classes de diâmetro nas duas áreas amostradas no município de Nova Friburgo (RJ). 69
Figura 22. Porcentagem de indivíduos por altura amostrados nas áreas de florestas do município de Nova Friburgo (RJ). 70
Figura 23. Dutos e macroporos formados por raízes mortas decompostas nas áreas estudadas. Nas duas imagens superiores é possível visualizar a recolonização de um dos dutos por outras raízes. 71

Figura 24. Porcentagem de espécies por categoria sucessional. 76
Figura 25. Número de indivíduos por famílias nas áreas de estudo. 78
Figura 26. Distribuição vertical da densidade de raízes grossas (>2mm) nas florestas de 20 e 50 anos. 83
Figura 27. Raízes grossas a 30 cm de profundidade na trincheira da área de floresta de 20 anos. Quadrícula de malha de 20 cm. As raízes foram pintadas com jet de tinta spray verde para facilitar a visualização. 84
Figura 28. Distribuição da biomassa total acumulada de raízes grossas por classes de diâmetro em profundidade na floresta de 20 anos. 90
Figura 29. Distribuição da biomassa total acumulada de raízes grossas por classes de diâmetro em profundidade na floresta de 50 anos. 90
Figura 30. Comprimento total das raízes grossas nas áreas de estudo. 91
Figura 31. Comprimento total acumulado de raízes grossas (>2mm) nas florestas de 20 e 50 anos. 93
Figura 32. Densidade média de raízes finas nas áres de floresta de 20 e 50 anos. 94
Figura 33. Tapete de raízes finas na serrapilheira na área de floresta de 20 anos. 97
Figura 34. Composição granulométrica média das área de estudo. 98
Figura 35. Porcentagem média de agregadados nas áreas de estudo. 100
Figura 36. Porosidade média dos solos nas áreas de floresta de 20 e 50 anos. 102
Figura 37. Valores de todos os pontos de ensaio de K_{sat} (cm s^{-1}) e média das duas áreas de estudo. Círculos coloridos e vazados representam valores da floresta de 20 anos e triângulos coloridos e vazados representam valores da floresta de 50 anos. 104
Figura 38. Gráficos de condutividade hidráulica saturada, granulometria, porosidade, porcentagem de agregados > 2 mm e densidade de raízes finas da área de floresta de 20 anos. 106
Figura 39. Gráficos de condutividade hidráulica saturada, granulometria, porosidade, porcentagem de agregados > 2 mm e densidade de raízes finas da área de floresta de 50 anos. 107

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Efeitos da vegetação na estabilidade de encostas. Adaptado de Greenway, 1987. 22
Tabela 2. Características dos componentes arbóreos por estágio sucessional em florestas tropicais úmidas das Américas. Adaptado de Budowski (1965). 41
Tabela 3. Características estruturais dos fragmentos levantados em Nova Friburgo (RJ).... 67
Tabela 4. Parâmetros fitossociológicos de alguns estudos em florestas tropicais. 68
Tabela 5. Listagem de espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) amostradas na floresta de 20 anos e seus respectivos grupos ecológicos. NC – não caracterizado por falta de informações. ... 73
Tabela 6. Listagem de espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) amostradas na floresta de 50 anos e seus respectivos grupos ecológicos. NC – não caracterizado por falta de informações. ... 74
Tabela 7. Espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) em ordem decrescente de VC e os respectivos parâmetros fitossociológicos analisados nesse estudo – Floresta 20 anos. 80
Tabela 8. Espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) em ordem decrescente de VC e os respectivos parâmetros fitossociológicos analisados nesse estudo – Floresta 50 anos. 80
Tabela 9. Índice de diversidade de Shannon-Wiever (H´) em florestas montanas de domínio Atlântico. 82
Tabela 10. Biomassa (g) total de raízes por classes de diâmetro (mm) e contribuição percentual (em parêntesis). 84
Tabela 11. Valores de biomassa de raízes em diferentes regiões com utilização de diferentes metodologias. 86
Tabela 12. Biomassa (g) total de raízes por profundidade (cm) e contribuição percentual (em parêntesis). 87
Tabela 13. 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. 89
Tabela 14. Comprimento (m) total de raízes grossas (>2mm) por classes de diâmetro e contribuição percentual (em parêntesis). 92
Tabela 15. Comprimento (m) total de raízes grossas (>2mm) por profundidade e contribuição percentual (em parêntesis). 92
Tabela 16. Média da densidade de raízes, porcentagem (em parêntesis) e desvio padrão (DP) por profundidade em floresta de 20 e 50 anos. 95
Tabela 17. Composição granulométrica das amostras de solo por profundidade da floresta de 20 anos e desvio padrão (DP). 99
Tabela 18. Composição granulométrica das amostras de solo por profundidade da floresta de 50 anos e desvio padrão (DP). 99
Tabela 19. Porcentagem de agregados por tamanho (média ± DP). 101
Tabela 20. Porosidade média e desvio padrão dos solos das florestas de 20 e 50 anos. .. 102
Tabela 21. Valores de Ksat (cm s-1), média e desvio padrão nas áreas de floresta de 20 e 50 anos. 103

1 INTRODUÇÃO

Os eventos extremos causados por fenômenos naturais vêm se tornando cada vez mais problemáticos por gerar grandes e imediatas consequências às populações humanas. Estes eventos, provocados tanto por fenômenos naturais como induzidos pelo homem passam a ser considerados desastres a partir do momento em que geram perdas sociais, econômicas e/ou ecológicas (COELHO NETTO *et al.*, 2012). Em meados do século XX houve um aumento expressivo do número de desastres naturais registrados no mundo, provocando reflexos em prejuízos econômicos a partir da década de 1970 (figura 1). Esse significativo acréscimo de ocorrências de desastres naturais nos últimos anos é visto como sendo resultado de uma conjunção de fatores tais como: crescimento populacional, segregação socioespacial, acumulação de capital em zonas consideradas perigosas (como áreas costeiras e margens de rios), avanço dos meios de comunicação (maior facilidade de disseminação de informações e registro dos eventos) e mudanças globais (MARCELINO *et al.*, 2006).

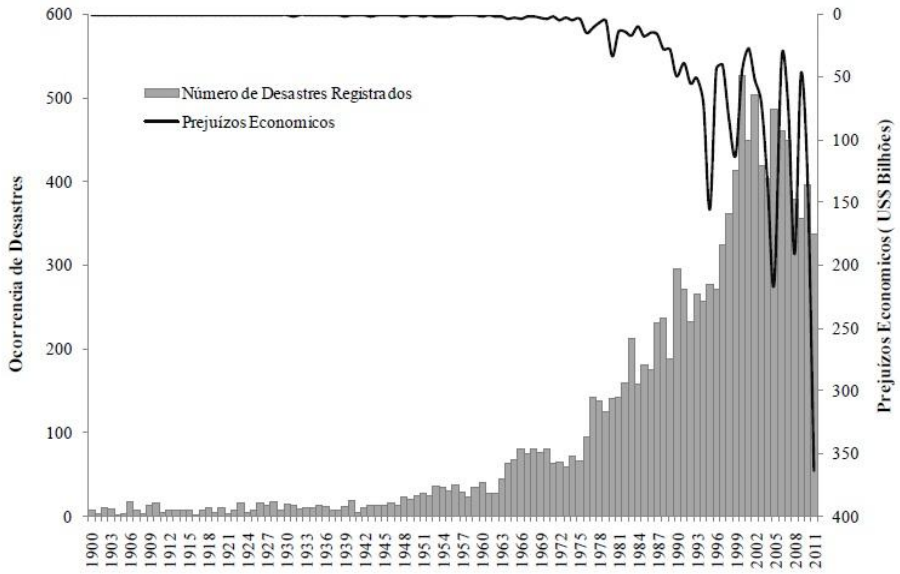

Figura 1. Número de desastres naturais e prejuízos econômicos entre 1900 e 2011. Extraído de Kobiyama *et al*. (2012), com base em dados disponíveis pelo Emergency Disaster Data Base – EM-DAT.

Os desastres hidrológicos (inundações e deslizamentos úmidos) são os tipos de desastres que apresentam maiores taxas de crescimento nas últimas décadas (EM-DAT, 2009). No caso do Brasil, entre o período de 1900 e 2003, mais de 95%

dos registros de desastres naturais ocorreram a partir da década de 1950 e as regiões mais impactadas foram sudeste (39% dos registros), nordeste (28%) e sul (21%) (MARCELINO *et al.*, 2006). De acordo com os autores, entre os tipos mais frequentes estão as inundações (graduais e bruscas) com 61,8% dos registros seguidos por escorregamentos, com 15%.

No caso da região sudeste do Brasil, a alta pluviosidade, principalmente nos meses de verão, e a existência de extensas áreas sob domínio montanhoso faz com que estas áreas apresentem as maiores taxas de deslizamentos de encostas (figura 2). Estes se dão principalmente por uma condição natural da evolução da paisagem geomorfológica nessas regiões tropicais montanhosas, em que os movimentos de massa se apresentam como os principais modeladores do relevo (DE PLOEY & CRUZ, 1979; COELHO NETTO, 1999). Porém, a existência de construções e populações humanas nestes locais pode aumentar a suscetibilidade natural do terreno à ocorrência de deslizamentos (COELHO NETTO *et al*., 2014) como aumenta também a vulnerabilidade[1], em especial pela maior exposição dos elementos sob risco.

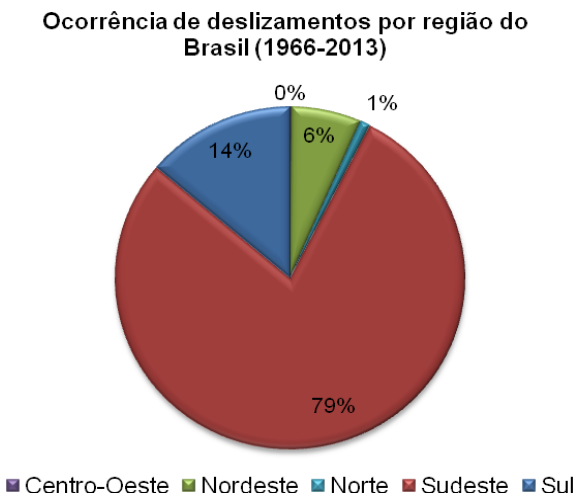

Figura 2. Ocorrência de deslizamentos por região do Brasil a partir de 1966. Fonte: Defesa Civil (2013).

Problemas relacionados à falta de planejamento urbano, como retirada da cobertura vegetal, cortes de encostas para construção de estradas e edificações

[1] 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."

(legais ou ilegais), 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 para promover o aparecimento ou o agravamento de pontos suscetíveis à ocorrência de movimentos de massa (MEIS E SILVA, 1966). Exemplos históricos de eventos desse tipo que atingiram a região sudeste e sul do Brasil envolvem os Estados de São Paulo (1928, 1947, 1956, 1967), Rio de Janeiro (1966, 1967, 1981, 1988, 1996), Santa Catarina (1974, 1995, 2008) e Rio Grande do Sul (2000), além dos mais recentes como em Angra dos Reis (RJ) e região metropolitana do Rio de Janeiro em 2010 e o desastre da região serrana do estado do Rio de Janeiro, em 2011, todos ocorridos entre Dezembro e Abril.

O desastre da região serrana do Estado do Rio de Janeiro ficou conhecido como a maior tragédia climática da história do Brasil, no qual chuvas extremas atingiram principalmente os municípios de Petrópolis, Teresópolis e Nova Friburgo causando milhares de deslizamentos entre os dias 11 e 12 de Janeiro que resultaram em centenas de óbitos, mais de 300 mil pessoas afetadas e danos econômicos em torno de 4,8 bilhões de reais (BANCO MUNDIAL, 2012).

Segundo Avelar *et al.* (2011), a maioria dos deslizamentos foi do tipo translacional raso que apresentaram uma superfície de ruptura de profundidade entre 0,5 m e 2 m, geralmente localizados no saprolito, havendo também casos de superfícies de ruptura no colúvio, com profundidades maiores do que 1 m e rupturas ao longo do contato solo-rocha com uma pequena quantidade de massa mobilizada devido à fina espessura da camada de solo. Houve também muitas ocorrências de *debris flows* e alguns deslizamentos rotacionais e queda de blocos. Os *debris flows* mais extensivos se moveram ao longo dos mais significativos fundos de vale da região e produziram um rastro de destruição de casas, fazendas, fábricas, rodovias, pontes, redes de eletricidade e telecomunicações (AVELAR *et al.*, 2011).

Em uma primeira caracterização do evento, Coelho Netto *et al.* (2013) mapearam 3.622 cicatrizes numa área de 420 km² (majoritariamente incluída no município de Nova Friburgo), relacionando-as com dados de chuva de 47 estações pluviométricas localizadas na região e com condições ambientais tais como aspectos geológicos-geomorfológicos e vegetação e uso do solo. Os autores demonstraram que a maior parte dos deslizamentos ocorreu nas áreas mais chuvosas e que a frequência dos deslizamentos variou em direção direta com o

tamanho da chuva, sendo que 74,6% desses ocorreram em locais onde a chuva ultrapassou 180 mm no dia 12 de janeiro.

As estações pluviométricas da região registraram um volume acumulado de chuva próximo aos valores da média mensal em menos de dez horas, sendo que os meses precedentes ao evento foram superiores à média histórica (figura 3). A estação pluviométrica Fazenda Mendes, localizada na bacia do Rio Grande, chegou a registrar 325 mm em 48 horas (AVELAR *et al.* 2011). Aliado às condições inerentes à paisagem local, o fator hidrológico teve grande importância como deflagrador de milhares de movimentos de massa nessas áreas.

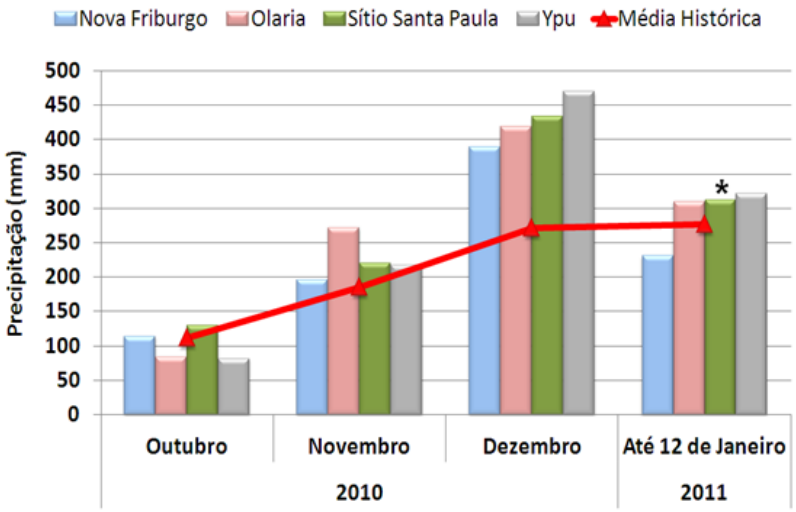

Figura 3. Acumulado de chuva nos meses antecedentes ao evento catastrófico de janeiro de 2011, registrados pelas estações automáticas de Nova Friburgo, Olaria, Sítio Santa Paula e Ypu, localizadas no município de Nova Friburgo – RJ em relação à média histórica da estação Fazenda Mendes. *Estação que foi destruída durante evento chuvoso. O valor da precipitação é estimado. Coelho Netto *et al.* (2013).

Em evento chuvoso semelhante, ocorrido no Rio de Janeiro (RJ) entre os dias 10 e 13 de Janeiro de 1966, os índices pluviométricos chegaram a atingir 472 mm em 72 horas (MEIS & SILVA, 1968). Os autores analisaram seis movimentos de massa decorrentes desse evento e destacaram a interação entre a estrutura geológica das áreas de deslizamento, formas topográficas e modificações introduzidas pelo homem como encostas desmatadas, edificações, aterros e cortes de estradas. Meis e Silva (1968) evidenciaram ainda que as encostas então protegidas por denso manto florestal foram pouco atingidas por movimentos de massa e que nas altas vertentes dos maciços analisados, os movimentos de massa foram observados apenas ao longo de cortes de estradas. Já para De Ploey e Cruz (1979), as florestas desencadearam indiretamente deslizamentos na serra de

Caraguatatuba (SP) em 1967 ao promoverem altas taxas de infiltração e fluxo subsuperficial.

No que se refere à cobertura e uso do solo nas áreas de cicatrizes de Nova Friburgo, a sobreposição dessas sob um mapeamento de vegetação na escala de 1:100.000 indicou que 64% dos deslizamentos ocorreram em encostas sob vegetação florestal (Coelho Netto *et al.* 2013). Ainda que a escala do mapeamento da vegetação não seja apropriada para o estabelecimento de relações funcionais afins a fenômenos de controles locais, como os deslizamentos, abriu-se um questionamento sobre o papel da cobertura florestal na estabilidade das encostas. Este fato evidenciou a necessidade de um melhor reconhecimento e entendimento do papel da cobertura vegetal na hidrologia de encostas e suas implicações na deflagração e propagação dos deslizamentos gerados neste evento de 2011 em Nova Friburgo.

Diversos autores vêm discutindo o papel desempenhado pelas florestas no que se refere à estabilidade de encostas (PRANDINI *et al.*, 1977; ZIEMER, 1981; GREENWAY, 1987; TSUKAMOTO, 1990; KEIM & SKAUGSET, 2003; GHESTEM *et al.*, 2011, entre outros), não sendo esta, porém, uma questão simples e consensual, devido à complexidade da interação de diversos fatores. Entre os fatores relevantes a este tema, incluem-se tanto aspectos hidrológicos da cobertura vegetal quanto mecânicos promovidos pelas raízes arbóreas. Os aspectos mecânicos das raízes têm recebido maior atenção da comunidade científica e vários estudos vêm buscando compreender a influência mecânica das raízes na estabilidade de encostas (SCHWARZ *et al.*, 2010; GENET *et.al*, 2009; LOADES *et al.*, 2009; JI *et al.*, 2011). É importante ressaltar que esses efeitos 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).

No caso de regiões tropicais, em que os deslizamentos são principalmente detonados por condições hidrológicas, é de fundamental importância conhecer e entender o comportamento hidrológico de diferentes tipos de florestas. Estudos mais detalhados sobre os efeitos hidrológicos das florestas com foco na estabilidade de encostas ainda são escassos (KEIM & SKAUGSET, 2003; NORMANIZA & BARAKBAH, 2006; SATO *et al*., 2011), principalmente no Brasil, ainda que se conheçam algumas funções hidrológicas desempenhadas pelas florestas de forma

geral, tais como seu papel na interceptação de água da chuva e perdas por evapotranspiração, favorecimento da infiltração e redistribuição da água no solo, interceptação e armazenamento da água pela serrapilheira, controle da erosão, e mudanças nos parâmetros físicos do solo, que influenciam a movimentação da água em subsuperfície (HEWLETT, 1969; GREENWAY, 1987; COELHO NETTO, 2005).

A criação de novas leis[2] de âmbito federal e estadual formam bases legais para a geração e incorporação de mapas de suscetibilidade e risco a deslizamentos no planejamento urbano e algumas iniciativas e mapeamentos já vêm sendo realizados tanto pela comunidade científica quanto por órgãos governamentais (RODRIGUES, 2013; SALGADO 2013; SAMPAIO *et al.*, 2013). Entre os parâmetros utilizados para a geração destes mapeamentos chama a atenção, quando presente[3], o mapeamento de uso e cobertura do solo em que as classes de vegetação são limitadas à diferenciação da "vegetação arbórea" ou "floresta" da "vegetação rasteira" (RODRIGUES, 2013; SALGADO 2013). De fato, o mapeamento da vegetação a partir de imagens de satélite e técnicas de sensoriamento remoto dificulta a caracterização da vegetação em classes mais detalhadas, além de impossibilitarem a identificação de condições de campo das áreas de florestas que podem afetar significativamente a condição de estabilidade das encostas, como estágio sucessional, usos anteriores, derrubada seletiva, existência de trilhas, presença de roças, e porcentagem de árvores mortas (OLIVEIRA *et al.*, 2012).

Porém, a redução das florestas a uma condição única significa homogeneizar uma grande variabilidade de processos que atuam em maior ou menor grau como agentes predisponentes a movimentos de massa. 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. Com uma

---

[2] Lei Federal n.º 12.608/12 de Proteção da Defesa Civil que define a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil e, em complemento à Constituição e ao Estatuto das Cidades, determina que "é dever da União, dos estados, do Distrito Federal e dos municípios adotar as medidas necessárias à redução dos riscos de desastres" e a Lei Estadual nº 6442, de 2 de maio de 2013 que dispõe sobre a incorporação nos planos diretores dos municípios fluminenses dos documentos do Estado do Rio de Janeiro sobre estudos e mapeamentos de áreas de risco.

[3] Os mapeamentos de suscetibilidade e risco a deslizamentos e enchentes que vêm sendo realizados em diversos municípios pelo CPRM – Serviço Geológico do Brasil, em parceria com Ministérios do Governo Federal com o objetivo de subsidiar e orientar ações de monitoramento e alerta realizado pelo CEMADEN (Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais) levam em consideração apenas aspectos geomorfológicos e geológicos (SAMPAIO *et al.*, 2013).

grande heterogeneidade de composição e processos ecológicos, as variações espaciais e temporais desses mosaicos 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).

Nesse sentido, a criação de bases científicas e metodológicas para geração de cartas de suscetibilidade 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 dos atuais fragmentos de florestas secundárias de encostas, assim como identificar fatores que sejam tanto benéficos quanto adversos em relação à estabilidade de encostas.

Dessa forma, esta pesquisa busca trazer contribuições na compreensão dos condicionantes da vegetação de duas florestas secundárias no município de Nova Friburgo, que regulam as funções hidrológicas na fase terrestre e afetam a estabilidade de encostas. Trata-se de um estudo integrado aos projetos "Vulnerabilidade do Meio Ambiente e Deslizamentos Catastróficos no Domínio Montanhoso do Estado do Rio de Janeiro: condicionantes e mecanismos associados ao evento extremo de chuvas de janeiro de 2011" financiado pela FAPERJ (Edital FAPERJ 19/2011 - Pensa Rio, processo E-26/110.633/2012) e ao projeto "Hidrologia, Erosão e Movimentos de Massa em Encostas da eco-Região de Floresta Atlântica sob Intervenção Humana: bases para redução de desastres impulsionados por chuvas extremas" financiado pelo CNPq (processo E-26/102.744/2012), ambos sob a coordenação geral da Profa. Ana Luiza Coelho Netto. Estes dois projetos, por sua vez, integram o Programa de Pesquisas do GEOHECO-UFRJ associado ao Instituto Nacional de C&T em Reabilitação do Sistema Encosta-Planície (Edital MCT/CNPq/FNDCT/CAPES/FAPEMIG/FAPERJ/ FAPESP Nº 015/2008) sediado na COPPE - Programa de Engenharia Civil/Geotecnia, sob a coordenação geral do Prof. Willy A. Lacerda (Processo FAPERJ E-26-170.023/2009 e CNPq 573.795/2008-8). Finalmente vale ressaltar que o presente estudo vem sendo articulado com outros estudos afins aos projetos acima indicados e estão concentrados numa área piloto que engloba a bacia do Córrego Dantas (53,5 km²) e uma faixa de contorno de 500 m, no município de Nova Friburgo. Esta área foi fortemente atingida pelos deslizamentos ocorridos em Janeiro de 2011.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

- Avaliar diferenças entre florestas secundárias de encosta de idades distintas (20 e 50 anos) no que se refere a características que influenciam seu comportamento hidrológico como subsídio ao melhor entendimento do papel das florestas na regulação hidrológica e na estabilidade de encostas.

2.2 Específicos

- Levantar, caracterizar e analisar comparativamente a estrutura e composição de fragmentos florestais secundários de diferentes idades;
- Analisar a estrutura do sistema radicular no metro superior do solo nas duas áreas de estudo;
- Analisar as características e propriedades físicas do solo no que se refere aos aspectos reguladores da hidrologia.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Florestas e estabilidade de encostas

Estudos sobre a influência das florestas na estabilidade de encostas vêm se tornando um assunto crescente entre estudiosos, ainda que seja muitas vezes negligenciada em análises de estabilidade. Investigar a estabilidade de encostas vegetadas implica em levar em consideração a interação entre três sistemas físicos e biológicos: solo, água e plantas numa abordagem multi-disciplinar (COPPIN & RICHARDS, 1990 *apud* STOKES *et al.*, 2008).

Entre os primeiros autores a discutir sobre os benefícios das florestas pluviais em relação à estabilidade de encostas estão Prandini *et. al.* (1977). Segundo os autores, do ponto de vista dos aspectos mecânicos, os sistemas radiculares das árvores promovem a estruturação do solo, que aumenta substancialmente sua resistência ao cisalhamento e permite a distribuição do estresse originado em pontos críticos ao longo da encosta. Em relação aos aspectos hidrológicos, as florestas são responsáveis pela redução da quantidade de água disponível para infiltração devido às perdas por interceptação e evaporação durante as chuvas e o consumo e retenção de água pela vegetação diminui a quantidade de água no solo gerando poro pressão negativa e aumentando a resistência dos solos, favorecendo assim, a estabilidade das encostas (PRANDINI *et al.,* 1977).

Além dos fatores mencionados pelos autores supracitados, Ziemer (1981) acrescenta 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 do conteúdo de umidade do solo após a retirada das árvores 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).

Tsukamoto (1990), estudando deslizamentos no Japão, descreve que no caso de deslizamentos pequenos e rasos em materiais intemperizados localizados em encostas florestadas, geralmente o perfil do plano de ruptura é composto por duas camadas: a camada superior do solo e a camada inferior de solo residual. A resistência ao cisalhamento da camada superior aumenta gradualmente com o aumento da profundidade, enquanto que na camada inferior esse aumento é brusco, com uma redução da condutividade hidráulica. Para Tsukamoto (1990), a resistência

ao cisalhamento dessa camada de transição é reforçada pelas raízes verticais. O autor define o efeito das raízes verticais na estabilidade de encostas como um efeito "*push-down*", que transfere a potencial superfície de ruptura para a camada inferior, que possui maior resistência ao cisalhamento (TSUKAMOTO, 1990)

Para Greenway (1987), no entanto, os mecanismos das florestas produzem tanto efeitos negativos quanto positivos sobre a estabilidade das encostas (tabela 1; fig. 4), demonstrando a dualidade e complexidade da interação dos fatores que interferem na estabilidade de encostas florestadas. Os aspectos mecânicos e hidrológicos das florestas relevantes à estabilidade de encostas serão tratados mais detalhadamente a seguir.

Tabela 1. Efeitos da vegetação na estabilidade de encostas. Adaptado de Greenway, 1987.

Influência	***Mecanismos Hidrológicos***
Positivos à estabilidade	1. Folhagem intercepta precipitação, causando perdas por absorção e evaporação que reduzem a quantidade de água disponível para infiltração.
	2. 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	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 no solo, resultando em aumento da capacidade de infiltração do solo.
	Mecanismos Mecânicos
Positivos à estabilidade	5. 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	8. Vegetação exposta ao vento transmite forças dinâmicas ao solo.
Positivo / Negativo à estabilidade	9. Peso das árvores sobrecarrega a encosta, aumentando os componentes de força normal e gravitacional.

3.1.1 Raízes e seus aspectos mecânicos

As pesquisas sobre os efeitos das raízes na estabilidade de encostas expandiram significantemente nos últimos anos e isso se deve em parte ao reconhecimento dos efeitos adversos do desmatamento na estabilidade dos solos e das encostas em regiões montanhosas (SIDLE *et.al*, 1985; NILAWEERA & NUTALAYA, 1999; SIDLE & OCHIAI, 2006). Diversas pesquisas demonstraram a relação entre a derrubada de florestas e o aumento da frequência de deslizamentos rasos e pequenos em períodos posteriores ao corte (SIDLE *et al.* 1985).

O papel da vegetação em reforçar e ancorar o solo pode contribuir para a estabilidade encostas, mas é dependente de fatores como morfologia do sistema radicular, resistência da raiz, distribuição e interações raiz-solo. (STOKES *et al.* 2008). A forma de um sistema radicular individual e seu desenvolvimento depende da espécie vegetal e de condições locais, tais como dureza ou grau de compactação do solo, posição ou flutuações do lençol freático, capacidade do solo de reter umidade, disponibilidade de nutrientes e ar e a presença de elementos tóxicos no solo (GREENWAY, 1987).

As funções das raízes para as plantas consistem em absorção e síntese, trocas e fixação. As raízes absorvem água e nutrientes do solo e realizam a síntese de numerosos compostos, como ácidos orgânicos, aminoácidos, hormônios e vitaminas que vão se repartir e agir sobre a totalidade da planta (PUIG, 2008). As anastomoses radiculares são junções de duas ou mais raízes (do mesmo individuo ou de diferentes indivíduos) que permitem transferências de nutrientes, de água, ou até de patógenos de um indivíduo a outro (STOKES *et al.* 2008; PUIG, 2008). Essas junções desenvolvem-se entre raízes de árvores emergentes e árvores cuja copa está em estratos inferiores do dossel, permitindo vínculos entre indivíduos diferentes através de uma rizosfera expandida e possibilitando que indivíduos mais fracos subsistam à sombra graças aos fluxos de substâncias das árvores do dossel dominante (PUIG, 2008).

Talvez uma das principais funções das raízes seja a de permitir associações simbióticas com fungos e bactérias que facilitam a absorção de elementos essenciais para o crescimento e manutenção da produtividade vegetal. Os solos da Mata Atlântica, originados principalmente de granitos e gnaisses são geralmente distróficos e possuem elevada acidez e teor de alumínio. A disponibilidade de fósforo (P) é um dos fatores determinantes da capacidade de crescimento populacional e

produtividade dos ecossistemas, sendo um elemento químico essencial para todos os seres vivos, porém relativamente escasso. Constitui um elemento altamente reativo, ligando-se quimicamente a outros compostos como ferro e alumínio para formar complexos que não podem ser absorvidos pelas raízes (TONHASCA, 2005). Associações simbióticas com fungos micorrízicos são especialmente importantes nessas áreas devido à carência generalizada de fósforo assimilável no solo. As micorrizas absorvem formas de fósforo não disponíveis para as plantas convertendo-as em compostos assimiláveis pelos seus hospedeiros, enquanto as plantas fornecem açúcares e outras substâncias necessárias para o crescimento das micorrizas (TONHASCA, 2005). Esses fungos colonizam as raízes finas das plantas, permitindo à planta estender largamente seu contato com o solo, aumentando consideravelmente as trocas “biótico/abiótico” (PUIG, 2008). Segundo o autor, são muito poucas as espécies que não são micorrizadas e uma plântula de árvore só é capaz de se desenvolver e crescer rapidamente em um novo terreno se for possível ao fungo micorrizar a planta. Espécies pioneiras nativas da Mata Atlântica apresentam alta suscetibilidade às micorrizas e são relativamente mais dependentes desses fungos do que espécies de estágios mais tardios de sucessão (TONHASCA, 2005). As raízes são importantes também na fixação biológica de nitrogênio (N) do ar e bactérias do gênero *Rhizobium* formam associações simbióticas com plantas Leguminosas, colonizando os nódulos das raízes e facilitando a fixação desse elemento (ZAHRAN, 1999).

As plantas lenhosas geralmente desenvolvem dois tipos de raízes: as raízes longas, lenhosas e grossas; e raízes pequenas e finas, sendo comumente separadas pelo limite de 2 mm de diâmetro (GHESTEM *et al.* 2011). As raízes finas (< 2 mm de diâmetro) têm como principal função absorver água e nutrientes e suas taxas de reposição são relativamente rápidas, enquanto as raízes grossas (> 2 mm de diâmetro) são importantes para fixar e ancorar as árvores no solo, sendo raízes de sustentação (STOKES *et.al*, 2009) e compõem de 15-25% da biomassa total das árvores (SCHWARZ *et al.*, 2010).

Stokes *et. al*. (2008) apresentam três tipos principais de sistemas radiculares: *plate roots* composto por grandes raízes laterais superficiais e pequenas raízes verticais, sem raiz pivotante (fig. 4a); *heart roots* com muitas raízes horizontais oblíquas e verticais, também sem raiz pivotante e com ramificação radial (fig.4b); e *tap root*, com uma raiz pivotante grande e pequenas raízes laterais (fig. 4c).

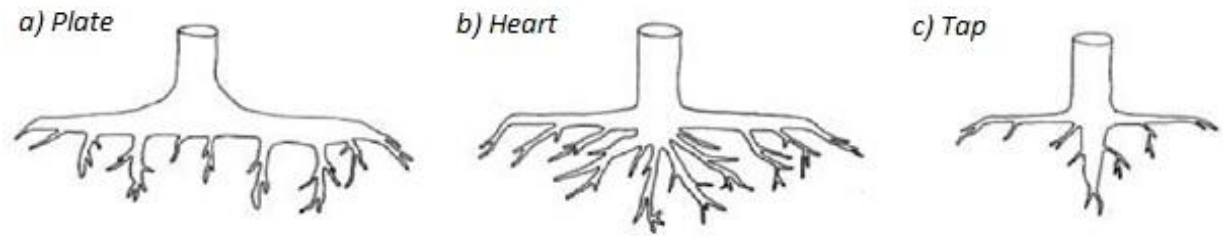

Figura 4. Diferentes tipos de arquitetura radicular. Extraído de Stokes *et al.*, 2008.

Algumas espécies podem ser classificadas como tendo uma mistura de tipos de sistemas radiculares, e dependendo de condições do solo, algumas podem até mudar seu tipo de arquitetura. Árvores que possuem os sistemas pivotante (*taproot*) e radial (*heart root*) são consideradas mais resistentes ao arrancamento do que as raízes do tipo *plate root* (STOKES *et al.*, 2008).

A força de enraizamento de solos vegetados pode ser quantificada ou estimada de diversas maneiras: mensurações de resistência à tração e resistência ao cisalhamento de raízes individuais de diferentes diâmetros, cisalhamento direto de raízes individuais embutidas em solo em laboratório, mensurações *in situ* utilizando caixas de cisalhamento de metal em solos com vários níveis de reforços de raízes, cálculos baseados em encostas já deslizadas, entre outros (SIDLE *et al.* 2006).

A resistência à tração das raízes é considerada um dos mais importantes fatores que governam a estabilização e fixação do solo (GENET *et al.*, 2005) e varia de acordo com o ambiente, sazonalidade, orientação e diâmetro das raízes, assim como entre espécies (GREENWAY, 1987). É comumente medida com o auxílio de máquinas de testes (*Universal Testing machines*) por meio das quais as raízes são cortadas em um comprimento desejado, presas à máquina e testadas ao ponto de falha. A resistência à tração varia significantemente com o diâmetro, idade e método de teste, se é em estado seco ou úmido (STOKES *et al.*, 2008).

Tem sido demonstrado que a resistência à tração das raízes diminui com o aumento do diâmetro (GENET *et al.*, 2005; HALES *et al.*, 2009; BURROUGHS & THOMAS, 1977 *apud* GREENWAY, 1987)[4]. Genet *et al.* (2005) evidenciaram que essa diminuição relaciona-se também ao conteúdo de celulose das raízes que

[4] Em Genet *et al.* (2005) os diâmetros das raízes ensaiadas variaram entre 0,2 mm e 12 mm; Em Hales *et al.* (2009) as classes de diâmetro variaram entre <0,5 mm e >2 mm; e em Burroughs &Thomas (1977 *apud* Greenway, 1987) a variação ficou entre 2 mm e 10 mm.

aumenta com a diminuição do diâmetro. Como a morfologia das raízes é afetada pelo ambiente local e a composição química delas varia com a morfologia radicular, é possível que as condições locais influenciem o conteúdo de celulose nas raízes (GENET *et al.*, 2005).

A sugestão de que há uma relação fisiológica entre o conteúdo de celulose das raízes e a resistência à tração levou Hales *et al.* (2009) a buscarem compreender a relação entre as condições ambientais que controlam a distribuição de celulose nos tecidos radiculares. Os autores examinaram a importância da celulose radicular na regulação da resistência à tração entre espécies e posições topográficas (concavidades e convexidades) e demonstraram que raízes arbóreas de uma mesma espécie localizadas em áreas convexas puderam sustentar uma maior resistência à tração antes de falharem se comparadas àquelas localizadas nas concavidades, o que ocorreu também entre diferentes espécies. Duas tendências principais foram observadas: um aumento no conteúdo de celulose com diminuição do diâmetro, e um aumento no conteúdo de celulose com a posição topográfica. Dentro de todas as classes de diâmetro, as raízes localizadas nas convexidades tiveram maior conteúdo de celulose e maior resistência à tração comparada com as raízes nas concavidades. Os autores atribuem a diferença na estrutura química das raízes, assim como sua distribuição, com o potencial hidrológico do solo das diferentes localizações topográficas, uma vez que os solos das áreas côncavas possuíam um material mais coluvial, com horizonte A espesso e saprolito localizado a 1,2 m de profundidade (solos mais úmidos), enquanto que nas convexidades os solos tenderam a ser mais diferenciados, com horizonte A fino, horizonte B bastante intemperizado e espessa camada saprolítica (solos mais drenados) (HALES *et al*., 2009).

Se a resistência à tração aumenta com a diminuição do diâmetro, um maior número de raízes finas fixaria mais efetivamente o solo do que um pequeno número de raízes grossas. No entanto, apenas as raízes grossas, como as pivotantes penetram profundamente no solo, ancoram-se em estratos firmes e são capazes de fixar camadas rasas do solo. Além disso, raízes finas têm uma baixa rigidez de flexão, enquanto as raízes grossas podem resistir tanto à tensão quanto à flexão, sendo o mais benéfico para a estabilidade de encostas a combinação de um padrão denso de enraizamento de raízes finas nas camadas superficiais (onde a resistência à tensão é mais importante) com raízes grossas penetrando profundamente no solo

e cruzando a potencial superfície de ruptura, mais submetida à flexão e cisalhamento (REUBENS *et al.*, 2007).

No entanto, Stokes *et al.* (2008) alertam que a tendência de diminuição da resistência à tração com o aumento do diâmetro das raízes não é uma regra para todas as espécies lenhosas. A variação da resistência à tração das raízes em relação ao diâmetro para várias espécies arbóreas varia enormemente e a diminuição do diâmetro de 5 mm para 2 mm pode resultar em um aumento no dobro ou até no triplo do valor da resistência à tração (STOKES *et al.*, 2008).

O entremeado de raízes no solo tende a formar ligações entre as partículas do solo aumentando a coesão aparente (c_r) (STOKES *et al.*, 2008), na qual as raízes agem como fibras de alta resistência à tração em uma matriz de baixa resistência à tração, contribuindo para o aumento da resistência ao cisalhamento dos solos (SIDLE & OCHIAI, 2006). Apesar da coesão das raízes provavelmente variar com o tipo e idade da vegetação, existem variações espaciais e temporais consideráveis no mosaico de densidade e composição das florestas. Esse mosaico é dinâmico no tempo e espaço, com uma contínua reposição de indivíduos e espécies em resposta à força de fatores externos (e internos) e uma vez que a rede de raízes depende da vegetação acima do solo, a coesão aparente promovida pelas raízes no solo é fortemente ligada ao histórico de uso da terra (SCHMIDT *et al.*, 2001).

O aumento da coesão do solo com a presença de raízes finas por meio da resistência mecânica das raízes em tensão e atrito das raízes com partículas do solo vêm chamando a atenção de especialistas nos últimos 30 anos na tentativa de desenvolver modelos analíticos de reforço do solo para implementação de tecnologias de eco- e bio-engenharia (JI *et al.*, 2009). Dois modelos pioneiros de reforço de raízes, que compartilham as mesmas bases teóricas, foram desenvolvidos por Wu em 1976 e Waldron em 1977, que introduziram a contribuição mecânica das raízes como coesão adicional do solo no critério de Coulomb[5] (JI *et al.*, 2009; STOKES *et al.*, 2009). No entanto, esses primeiros modelos consideram que todas as raízes rompem ao mesmo tempo e, portanto demonstram uma superestimativa da coesão adicional das raízes (LOADES *et al.*, 2009). Um significativo aperfeiçoamento dessa abordagem foi proposta por Pollen e Simon em

[5] Critérios de ruptura são formulações que procuram refletir as condições em que ocorre a ruptura dos materiais. O critério de Coulomb representa o comportamento do solo e leva em consideração parâmetros de coesão e coeficiente de atrito interno e o ângulo do atrito interno dos solos (PINTO, 2006)

2005, conhecido como *Fiber Bundle Model* (FBM), que considera que a rede de raízes rompe progressivamente da mais fraca para a mais resistente e que o estresse das raízes rompidas é redistribuído aos elementos remanescentes (STOKES *et al.*, 2009). Diversos outros modelos foram desenvolvidos a partir dos modelos pioneiros. Schwarz *et al.* (2009) fazem uma revisão das abordagens atuais da modelagem de reforço das raízes em encostas vegetadas e discutem lacunas críticas na consideração das interações solo-planta. Os modelos de reforço de raízes são usados para determinar a contribuição da vegetação no fator de segurança (FS) de uma encosta particular (STOKES *et al.*, 2009), que é expresso pela razão entre a resistência do solo ao cisalhamento e forças cisalhantes. Teoricamente, um FS maior que 1 implica em uma encosta estável e 1 sugere o deslizamento da encosta (SIDLE *et.al*, 1985).

Stokes *et al.* (2009) alertam que os modelos de estabilidade usam indicadores simples da estrutura do sistema radicular quando a vegetação é incluída como fator, sendo os mais utilizados em modelagens a resistência à tração e a razão da área de raiz (*root area ratio* – RAR). Características como distribuição das raízes, comprimento, orientação e diâmetro são reconhecidos como influenciadores da fixação do solo, porém a evolução temporal dessas interações dentro do sistema não costuma ser considerada (STOKES *et al.*, 2009). Os autores discutem como as características das raízes dependem da ontogenia[6] e do clima e como essas características são afetadas pelo ambiente do solo local e os tipos de respostas expressas pela planta para que os engenheiros possam utilizar essas informações na consideração de estabilidade de encostas e estratégias de manejo.

As pesquisas quantitativas sobre o importante papel protetor das raízes são limitadas, principalmente pelas dificuldades metodológicas, já que os sistemas radiculares são difíceis de visualizar e de amostrar. Muitos dos métodos conhecidos são trabalhosos e demorados, a acurácia dos resultados é geralmente baixa e poucos estudos usam métodos padrões. Esses problemas metodológicos são principalmente pronunciados em plantas lenhosas, que possuem grandes sistemas radiculares e uma vasta heterogeneidade espacial (REUBENS, *et al.* 2007). Estes autores ressaltam a importância do estudo da arquitetura de raízes, definida como a configuração espacial do sistema radicular no solo. Algumas das variáveis mais

[6] origens e desenvolvimento de um organismo desde o embrião até atingir sua forma plena, passando pelos diferentes estágios de desenvolvimento.

comumente utilizadas da arquitetura de raízes são relacionadas a características de tamanho, como volume, comprimento, diâmetro e profundidade; propriedades de enraizamento como ângulo e inclinação; e características de densidade, como a razão da área de raiz (RAR), densidade de raízes (massa seca de raízes por unidade de volume de solo) e densidade de comprimento radicular (*root length density* – RLD; comprimento de raízes presentes em unidade de volume de solo) (REUBENS *et al.*, 2007).

3.1.2 Aspectos hidrológicos das florestas relevantes à estabilidade de encostas

Segundo Sidle & Ochiai (2006), a hidrologia de uma encosta exerce o principal controle na detonação de deslizamentos. Os processos hidrológicos mais significativos no que concerne à estabilidade de encostas são a precipitação e a distribuição espaço-temporal da chuva, a recarga da água nos solos e o potencial de fluxo superficial, o movimento lateral e vertical da água no regolito, a evapotranspiração e a interceptação da água da chuva pela vegetação (SIDLE & OCHIAI, 2006).

Dentre os atributos da chuva que fortemente afetam a ocorrência de um movimento de massa pode-se destacar: (1) precipitação total; (2) intensidade em curtos períodos; (3) antecedente de chuva; (4) duração da chuva (SIDLE & OCHIAI, 2006). Enquanto alguns estudos em regiões montanhosas evidenciaram uma correlação da precipitação acumulada com a ocorrência de deslizamentos, outros concluem que a intensidade da chuva em curtos períodos de tempo é mais decisiva, o que demonstra que a importância relativa das chuvas em provocar deslizamentos depende da influência combinada da média e da máxima intensidade por hora, da duração e da quantidade total da precipitação (SIDLE & OCHIAI, 2006). Além disso, a influência dos padrões de chuva na estabilidade de encostas deve ser considerada em conjunto com as características hidrológicas dos terrenos.

Determinar os limiares de chuva que geram a detonação dos movimentos de massa em áreas heterogêneas, com diferentes tipos de cobertura vegetal, de propriedades dos solos e das rochas e de características geomorfológicas é difícil, uma vez que tanto a frequência quanto os tipos de deslizamento podem estar relacionados com limiares de condições meteorológicas distintas. Sob as mesmas condições meteorológicas, as características hidrológicas dentro e fora de áreas

potencialmente instáveis determinam a frequência dos deslizamentos e desempenham papel fundamental no desenvolvimento dos diferentes tipos e tamanhos de deslizamentos (VAN ASCH *et al.*, 1999). As mais importantes propriedades hidrológicas dos solos que afetam a estabilidade de encostas são aquelas que influenciam a taxa de movimento de água no solo e a capacidade do solo de reter umidade (SIDLE *et al.*, 1985). Estudos demonstraram que na região sudeste do Brasil os deslizamentos são iniciados por aumentos abruptos na poro pressão associados com fluxo subsuperficial paralelo à superfície e por perdas de sucção resultantes da infiltração de água no solo (VIEIRA & FERNANDES, 2004).

Em primeira instância, porém, a entrada da precipitação no solo depende das condições superficiais da cobertura vegetal (ou ausência desta) que recobre as encostas. A interceptação denota o processo pelo qual a precipitação de qualquer tipo atinge o material vegetal acima da superfície de solo mineral e engloba as seguintes etapas: (1) *armazenamento da interceptação* que é a quantidade de água retida por material vegetal vivo ou morto; (2) *perdas de interceptação pelas copas* que consiste na quantidade de água evaporada diretamente da água interceptada pelas copas; (3) *atravessamento* que é a porção da precipitação bruta que atravessa ou goteja das copas; (4) *fluxo de tronco*, porção de água que desce pelos troncos; (5) *perdas de interceptação pelo chão florestal* que é a quantidade de água capturada e perdida do chão florestal antes que ela infiltre; (6) *perda de interceptação total*, quantidade de água evaporada da chuva capturada por material vegetal vivo ou morto (HEWLETT, 1969). Toda vez que ocorre precipitação sobre florestas, uma certa quantidade de água nunca atinge a superfície mineral do solo e tampouco contribui para a umidade do solo, água subterrânea ou fluxo de rios (HEWLETT, 1969). Porém, o valor da interceptação depende das características da precipitação e da natureza da cobertura vegetal (COELHO NETTO, 2005; SATO, 2008; SATO, 2011).

Coelho Netto (2005) demonstrou a variabilidade da interceptação mensal em região montanhosa da Floresta da Tijuca (RJ) em resposta às variações na distribuição da chuva, principalmente quanto à intensidade. Em áreas vegetadas, o maior controle da interceptação é dado pelo tipo, densidade, forma e idade da vegetação (DUNNE & LEOPOLD, 1978). Diversos estudos evidenciaram um aumento nas taxas de interceptação com o avanço do estágio sucessional das florestas (HOLWERDA *et al.*, 2010; LORENZON, 2011; CALVO-ALVARADO *et al.*,

2012; TOGASHI, 2011; OLIVEIRA, 1999). No estudo de Oliveira (1999), o autor encontrou o dobro de valores de interceptação em floresta avançada em comparação aos valores obtidos em floresta secundária inicial, com 58,6% e 27,7% de chuva interceptada, respectivamente.

Miranda (1992 *apud* COELHO NETTO, 2005) evidenciou que chuvas de até 10 mm podem ser totalmente interceptadas pela vegetação, ao passo que a interceptação pode se tornar insignificante em eventos de chuvas maiores e de longa duração. A quantidade de água atravessada é geralmente menor do que a precipitação devido à evaporação da água retida no dossel, ocorrendo ainda um amortecimento e suavização da intensidade no atravessamento comparado com a precipitação. A evaporação perde notoriedade durante grandes tempestades (que geram deslizamentos) porque estas chuvas excedem os 5-10 mm suficientes para molhar as superfícies do dossel (KEIM E SKAUGSET, 2003). Para os autores, como as taxas de evaporação são pequenas comparadas aos índices pluviométricos, a suavização da intensidade da chuva se torna o efeito dominante do dossel na precipitação.

A precipitação atravessada pelas copas arbóreas chega ao piso florestal de duas formas: parte escoa em torno dos troncos e galhos das árvores em um processo denominado fluxo de tronco e parte goteja através das copas pelo fluxo de atravessamento, conforme esquematizado na figura 5. Em revisão sobre estudos de interceptação de chuva no Brasil, Giglio e Kobiyama (2013) destacam que os valores de atravessamento encontrados em locais de vegetação de Mata Atlântica variaram entre 47,6%-97,4% e 0,2-3,3% de fluxo de tronco. Em comparação aos estudos realizados na Amazônia, o bioma Mata Atlântica, apesar de apresentar maior variedade de tipos florestais, demonstrou menor amplitude dos resultados de atravessamento (em relação aos 38-98,2% encontrados nos estudos na Amazônia). Os autores atribuem esse fato à heterogeneidade da vegetação e características dos eventos de chuva na Amazônia, além da diversidade de métodos de medição, escala dos estudos e intervalo de tempo de monitoramento nesse mesmo bioma e a falta de estudos em áreas de estágio de regeneração inicial nas áreas de Mata Atlântica (GIGLIO & KOBIYAMA, 2013).

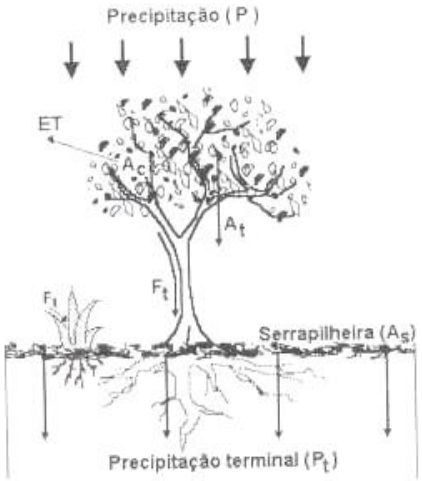

Figura 5. Imagem esquemática do processo de interceptação. P – Precipitação; ET – evapotranspiração; At – fluxo de atravessamento; Ft – fluxo de tronco. Extraído de Coelho Netto (2005)

A camada de serrapilheira que reveste o solo também tem papel de interceptar e armazenar parte da água que chega às partes superiores do solo, reduzindo a quantidade de água disponível para infiltração e favorecendo a infiltração a partir da distribuição do fluxo em direção ao solo (COELHO NETTO, 2005). A serrapilheira tem implicações diretas na manutenção e capacidade de infiltração do solo pela proteção contra a ação das gotas de chuva, armazenamento de umidade e canalização dos fluxos. A natureza e intensidade destes processos dependem de algumas características do material ligadas à própria vegetação local, tais como: tipo de material, forma, estrutura e capacidade de armazenamento (VALLEJO, 1982). Esta camada, composta por um horizonte (O1) de folhas recém-caídas e um horizonte (O2) de folhas em processo de decomposição podem ser capazes de reter de 130% a 330% de água em relação ao seu peso seco (COELHO NETTO, 1985). Sato (2008), em estudo em plantações de eucalipto, encontrou 232% de capacidade de retenção hídrica da serrapilheira em relação ao seu peso seco. De acordo com Valejo (1982), um dos aspectos mais importantes no desempenho hidrológico da serrapilheira está na sua capacidade de armazenamento de umidade.

Segundo Hewlett (1969), em aproximadamente todos os casos, a água capturada e retida pela vegetação é evaporada da superfície e duas condições são necessárias para manter a evaporação: energia e disponibilidade de água (aplicada não apenas à quantidade de água presente, mas também à quantidade disponível

para evaporação, que depende da superfície exposta). De acordo com o autor, a água na superfície das folhas está mais prontamente disponível para evaporação do que qualquer outra água na bacia hidrográfica e quando as folhas estão molhadas, as perdas por interceptação procedem numa taxa cinco vezes maior que a transpiração da vegetação de superfície seca.

A transpiração da vegetação é o processo pelo qual as raízes absorvem umidade do solo, a qual é conduzida pelo xilema (tecido por onde circula água com sais minerais dissolvidos) e transpirada em forma de vapor pelos estômatos localizados nas folhas (HEWLETT, 1969). A taxa que a planta consome umidade do solo depende de um grande número de fatores, incluindo o tipo, tamanho e espécie da vegetação, fatores climáticos e sazonais e características da área, como orientação das vertentes, disponibilidade de umidade e tipo de solo (GREENWAY, 1987). Em encostas vegetadas, as demandas do ciclo biológico por água são atendidas pela extração de umidade do solo pelas raízes, o que diretamente diminui o conteúdo de umidade do solo na zona de enraizamento e pode resultar na diminuição da poro pressão na encosta, aumentando a sucção no solo não-saturado e rebaixando o nível do lençol freático (GREENWAY, 1987).

Para Normaniza e Barakbah (2006), as plantas são o principal componente do *continuum* solo-planta-atmosfera e desempenham papel significativo em retirar água do solo através de forças de sucção, que agem em todos os sentidos, inclusive contra a gravidade, e devolvendo-a para a atmosfera pelo processo de transpiração. Os autores demonstraram que encostas com maior densidade de comprimento de raízes (DCR) tiveram menor conteúdo de água no solo, assim como maior resistência ao cisalhamento em comparação a encostas com baixa DCR, concluindo que o tipo da cobertura vegetal indiretamente aumenta o movimento da água do solo para a atmosfera e diretamente aumenta a resistência ao cisalhamento do solo, influenciando, assim na estabilidade de encostas (NORMANIZA & BARAKBAH, 2006).

A entrada de água no solo, processo definido como infiltração, é influenciada por diversos fatores tais como propriedades físicas do solo, características das chuvas e condições da cobertura vegetal. Segundo Dunne e Leopold (1978), a infiltração pode ser entendida a partir de três processos interdependentes: entrada de água através da superfície do solo, estocagem dentro do solo e transmissão ao longo do solo e as limitações em algum desses processos podem reduzir as taxas

de infiltração. A água percorre dois domínios no solo: a matriz do solo que consiste em fluxo saturado e não saturado por poros finos, e caminhos preferenciais de fluxo, únicos ou interconectados, bióticos ou abióticos (GHESTEM *et al.* 2011).

Quando a água da chuva atinge a superfície do solo, ela pode infiltrar totalmente, ou apenas uma parte, o que será definido pela relação entre a capacidade de infiltração do solo e a intensidade da chuva. A água, ao infiltrar, percola pelos poros do solo por duas forças principais: a gravitacional e a capilar, a primeira direcionando a água verticalmente e a segunda em todas as direções (COELHO NETTO, 2005). A taxa de entrada pela força da gravidade é definida pelo tamanho dos poros do solo, enquanto que com a redução dos poros aumenta a força capilar e a resistência do fluxo (DUNNE & LEOPOLD, 1978). Os macroporos (>0,2 mm) do solo podem ser feições produzidas por rachaduras no solo ou atividade biológica, tanto associada a raízes em decomposição quanto por fauna escavadora, que pode chegar a 23.500 indivíduos/m² nos primeiros 5 cm (COELHO NETTO, 2005).

A tendência das partículas do solo em se agregarem dá ao solo sua estrutura, que é afetada pela textura (quantidades relativas de cascalho, areia grossa, areia fina, silte e argila), conteúdo de matéria orgânica, tipo mineral e atividade biológica. A textura e estrutura do solo afetam a distribuição de poros que por sua vez, influenciam a infiltração, a capacidade de armazenamento e movimento da água, umidade do solo e crescimento das plantas. Em geral, solos com estrutura mais grosseira, com altos teores de areia possuem taxas de infiltração maiores do que solos argilosos. Porém, solos argilosos, com grandes agregados e presença de micro e macroporos podem ter suas taxas de infiltração ampliadas (GUERRA, 2005). O teor de matéria orgânica é um importante agente agregador das partículas do solo, aumentando a estabilidade dos agregados e proporcionando maior estabilidade a esses do que a argila (GUERRA, 1990).

Pequenos poros se mantêm dentro dos agregados, enquanto os poros maiores se formam entre agregados. A porosidade total pode variar de 35% quando pobremente agregado a 65% quando bem agregado (HEWLETT, 1969). Bodner *et al.* (2014) demonstraram que as raízes condicionam as propriedades dos poros por meio da estabilização deles e pela formação de macroporos mediante a penetração de raízes grossas, além de produzirem heterogeneização de espaços porosos pelo denso crescimento de raízes finas. Reiners *et al.* (1994) compararam pastos, ativos

e abandonados, e florestas secundária e avançada e encontraram maiores valores de porosidade do solo em ambas as áreas de florestas em relação aos valores encontrados para as áreas de pastagens em profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm de profundidade.

Segundo Dunne & Leopold (1978), a profundidade do perfil do solo e o conteúdo de umidade inicial são importantes determinantes da quantidade de água infiltrada que será armazenada antes que o solo atinja a saturação. Em solos profundos, bem drenados, de textura grosseira com grande conteúdo de matéria orgânica as taxas de infiltração serão altas, tendendo à redução em solos mais rasos e argilosos. A umidade antecedente por um lado reduz a ação capilar que inibe a infiltração, porém, limita o volume de água que pode ser estocado no solo, principalmente em solos mais rasos (COELHO NETTO, 2005).

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. A partir de simulações de chuva em solos homogêneos com presença de raízes verticais, Jansen (2001) evidenciou não só o aumento da percolação de água no solo pela presença das raízes, como também um aumento significativo do fluxo vertical (200%) nas simulações feitas em maior declividade (15°).

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). Assim, segundo os autores, os benefícios da evapotranspiração e maior drenagem subsuperficial compensariam as desvantagens de maior infiltração, além de benefícios contra a erosão de superfície.

Noguchi *et al.* (1997) através de uso de corantes para traçar o fluxo em subsuperfície encontraram uma alta concentração do corante em raízes vivas e em decomposição, principalmente nas direcionadas verticalmente e paralelas à encosta abaixo. Os padrões de fluxo tingido foram uniformes na camada orgânica do solo e heterogêneo com o aumento da profundidade. Os autores encontraram também altos valores de condutividade hidráulica em profundidade de 40 cm a 80 cm em uma das amostras, devido a uma zona porosa predominantemente causada por canais criados pela decomposição de raízes verticais.

Em relação aos fluxos preferenciais promovidos pelas raízes, Ghestem *et al.* (2011) buscam compreender quais mecanismos e configurações estão em que tipo de raízes ou conjunto 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 funcionando como caminhos preferenciais que drenam a água para longe de superfícies instáveis beneficiam a estabilidade da encosta. Por outro lado, quando os canais das raízes convergem, a poro pressão pode se concentrar em zonas críticas da encosta, promovendo instabilidade (GHESTEM *et al.* 2011).

Segundo Uchida *et al.* (2001), os fluxos em *pipes*[7] podem contribuir para a detonação de deslizamentos e/ou para a estabilidade de encostas. Os *pipes* contribuem para a estabilidade de encostas quando aumentam as taxas de drenagem do solo e a capacidade de drenagem é superior às taxas de concentração de água, contribuindo para a dissipação da poro pressão. No entanto, se a taxa de concentração de água nos *pipes* é maior que a capacidade de transmissão do fluxo nos *pipes*, a cavidade do *pipe* pode rapidamente ser preenchida com água durante um evento chuvoso (figura 6), contribuindo para a rápida concentração de água subsuperficialmente e o desenvolvimento de poro pressões, podendo levar à instabilidade da encosta (UCHIDA *et al.* 2001; UCHIDA, 2004).

[7] 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. (...) a ocorrência de rocha não alterada, ou de horizontes menos permeáveis, podem induzir à concentração sub-superficial da água levando, eventualmente, à formação desses canais” (AUGUSTIN & ARANHA, 2006).

Figura 6. Geração de *pipeflow* decorrente de evento chuvoso. Foto: Ana Luiza Coelho Netto.

Modelos recentes desenvolvidos para prever locais propensos à deslizamentos rasos vem sendo desenvolvidos a partir da combinação de dados do terreno com modelos de fluxos subsuperficiais e estabilidade de encostas (UCHIDA, 2004). O autor alerta, porém, que a maior parte desses modelos ignora o fluxo de água nos pipes no desenvolvimento de poro pressões induzidas pelas chuvas. Para ele, esses modelos são incapazes de explicar o momento de ocorrência de deslizamentos ou até sua conexão com chuvas de alta intensidade, uma vez que é necessário considerar o processo que leva ao desenvolvimento de poro pressões positivas, como os ocasionados pelos fluxos em *pipes* (UCHIDA, 2004). Modelos hidrológicos que não levam em consideração o modelo dos fluxos de pipes ignoram um importante processo físico potencial (JONES & CONNELLY, 2002).

3.2 Florestas tropicais secundárias

De maneira geral, a sucessão secundária constitui o processo pelo qual passa um determinado ecossistema a partir de uma perturbação antrópica ou natural, implicando em mudanças na sua composição, estrutura e funcionalidade. Áreas agrícolas ou utilizadas para outros fins, quando abandonadas, são recolonizadas pela vegetação e fauna através da sucessão secundária. A sucessão consistiria, dessa forma, em etapas da colonização de espécies com diferentes características estratégicas até um estágio de maturidade, em que atingiria certa estabilidade ou o mais comumente chamado “equilíbrio dinâmico”.

Um dos primeiros autores a discutir sobre o processo de sucessão foi Clements (1936), que acreditava ser este um processo complexo, porém definido. Para ele, o clímax seria o estágio final do processo de sucessão, em que a comunidade vegetal atingiria a estabilidade. O clima à qual a comunidade está submetida teria papel crucial, constituindo a relação mais importante neste processo no qual a estabilização da comunidade seguiria um processo crescente, enquanto o clima e a interferência humana permitissem (CLEMENTS, 1936).

Odum (1969) define sucessão ecológica como um processo ordenado do desenvolvimento de uma comunidade que é razoavelmente direcional e previsível. Este processo resulta na modificação do ambiente físico pela comunidade apesar do ambiente físico determinar o padrão, a taxa de mudança e frequentemente os limites de alcance do desenvolvimento e culmina em um ecossistema estabilizado, no qual a biomassa máxima e as funções simbióticas entre organismos são mantidas pelo fluxo de energia disponível. Algumas das principais mudanças elencadas pelo autor do estágio de desenvolvimento para o estágio maduro são respectivamente: rápido e lento padrão de crescimento; produção em quantidade e produção em qualidade; estratificação homogênea e heterogênea; ciclo de vida das espécies curto e simples x longo e complexo; baixa diversidade de espécies nos estágios iniciais e alta no estágio maduro (ODUM 1969).

Para Hartshorn (1980), a validade do conceito de clímax para florestas úmidas é questionável, uma vez que defende a dificuldade de verificar presença humana pretérita em alguns locais da América tropical, impossibilitando a consideração da existência de florestas “virgens”. Segundo o autor, as florestas chamadas de clímax, madura ou “virgem” implicam em estados biológicos estáveis

em que não houve perturbação humana recente e são caracterizadas por dossel multi-estratificado, alta riqueza de espécies lenhosas, grandes árvores e epífitas em abundância.

Segundo Chazdon (2012) não existe momento específico em que a floresta alcance um estado de estabilidade ou “clímax”, pois frequentemente ocorrem distúrbios, mesmo durante estágios tardios de sucessão. Dessa forma, a dinâmica florestal não cessa quando a floresta atinge um estágio tardio de sucessão, mas se desvia em direção a distúrbios localizados (endógenos) como quedas de árvores ou inundações locais que não caracterizam de maneira uniforme todo o conjunto da floresta (CHAZDON, 2012).

A partir de um distúrbio, quando o solo não está degradado e as fontes de sementes estão próximas, a altura do dossel, a densidade de árvores e a área basal[8] algumas vezes atingem níveis encontrados em florestas maduras em menos de trinta anos após o abandono (FINEGAN, 1996). A primeira década da sucessão florestal em áreas neotropicais após o abandono da terra é caracterizado pela dominância de gramíneas, arbustos e herbáceas que eventualmente são sombreadas por espécies pioneiras arbóreas heliófilas e de ciclo de vida curto, em particular *Cecropia, Ochroma* e *Solanum* e espécies das famílias de Melastomatacea e Rubiaceae. Após esse período, o dossel é dominado por espécies de ciclo de vida longo, alta estatura, mas igualmente demandantes de luz como *Alchornea*, *Inga*, *Simouraba,* entre outras. A maior parte dessas espécies é incapaz de crescer e se reproduzir sob sua própria sombra, e dessa forma, sua dominância no dossel é limitada à colonização inicial após o abandono da terra. Eventualmente, o dossel pode ser substituído por espécies tolerantes à sombra, características de florestas maduras que geralmente germinam e se estabelecem durante a sucessão inicial. Porém, pode-se levar séculos para que a sucessão secundária se assemelhe à composição florística de uma floresta madura (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001).

Connel e Slatyer (1977) direcionam a atenção na sucessão das espécies que ocupam a superfície e modificam as condições físicas locais, definindo comunidade como um conjunto de organismos que ocorrem juntos e que afetam significativamente a distribuição e abundância uns dos outros. Os autores sugerem

[8] soma das áreas da seção transversal dos troncos de todas as árvores a altura do peito.

três modelos de mecanismos que envolvem a sucessão: facilitação, inibição e tolerância. A facilitação se aplicaria a situações as quais o substrato não foi influenciado anteriormente por outros organismos, como solos expostos por deslizamentos em que as condições extremas de disponibilidade de nutrientes, estrutura do solo, pH dificultam a instalação da maioria das espécies. Neste caso, as espécies capazes de colonizar estes ambientes melhorariam as condições ambientais e facilitariam a instalação de outras espécies. No modelo de tolerância, as espécies mais tolerantes, capazes de crescerem com baixo nível de recursos dominariam a comunidade e no modelo de inibição nenhuma espécie necessariamente teria superioridade competitiva, a primeira que colonizasse o local dominaria os recursos disponíveis.

Nas florestas tropicais, as combinações de regimes de chuva e temperatura criam uma heterogeneidade ambiental que resultam em uma ampliada gama de ecossistemas maduros, produtoras de uma enorme variedade de comunidades sucessionais (EWEL, 1980). De maneira geral, a sucessão secundária de florestas é influenciada pela aleatoriedade, biologia das espécies, interações com outras espécies e com componentes bióticos e abióticos. Esses fatores finalmente determinam uma composição florística particular em uma dada idade (estágio) e influenciam também o grau de recuperação funcional e estrutural da vegetação original. Assim, a sucessão secundária pode ser visualizada como um *continuum* de um estágio inicial no qual os fatores que governam a colonização são os mais importantes (condições do substrato para germinação, tempo de chegada de sementes via dispersão de outros locais, presença de estoque de sementes e capacidade de rebrota) até estágios mais avançados nos quais a habilidade competitiva e tolerância às condições ambientais entre espécies largamente ditam os padrões de substituição ao longo do tempo (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001). O processo sucessional segue uma progressão de estágios durante os quais as florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento de complexidade estrutural e funcional. As florestas jovens regenerantes, dominadas por espécies pioneiras de crescimento rápido e alta dispersão são substituídas ao longo do tempo por espécies de plantas e animais características de florestas avançadas. Dependendo da longevidade de cada espécie colonizadora da fase inicial, as florestas avançadas podem ser restabelecidas dentro de 100 a 200 anos (CHAZDON, 2012).

Budowski (1965) propõe uma classificação de estágios sucessionais de acordo com características florísticas, fisionômicas e estruturais. O autor divide as espécies arbóreas dos estágios sucessionais em pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáxicas de acordo com várias características como: idade da comunidade, altura dos indivíduos, número de espécies lenhosas, composição florística e distribuição das espécies dominantes, taxa de crescimento, tolerância à sombra das espécies dominantes, presença/ausência de epífitas, entre outras. Um resumo destas características pode ser observado na tabela 2.

Tabela 2. Características dos componentes arbóreos por estágio sucessional em florestas tropicais úmidas das Américas. Adaptado de Budowski (1965).

	Pioneira	**Secundária inicial**	**Secundária tardia**	**Clímax**
Idade da comunidade (anos)	1 a 3	5 a 15	20 a 50	mais de 100
Altura (metros)	5 a 8	12 a 20	20 a 30, algumas alcançando 50	30 a 45, algumas maiores que 60
Número de espécies lenhosas	poucas (1 a 5)	poucas (1 a 10)	30 a 60	mais de 100
Distribuição natural das dominantes	muito ampla	muito ampla	ampla	normalmente restrita, endemismo frequente.
Número de estratos	1, muito denso	2, bem diferenciado	3, dificilmente discernível com aumento da idade	4 a 5, difícil de discernir
Crescimento	muito rápido	muito rápido	dominantes rápido, as demais lento	lento ou muito lento
Longevidade das dominantes	muito curto, menos de 10 anos	curto, 10-25 anos	Normalmente 40-100 anos, algumas mais	Muito longo 100-1000, algumas provavelmente mais
Tolerância à sombra das dominantes	muito intolerante	muito intolerante	tolerante nos estágios jovens, depois intolerante	tolerante, exceto no estágio adulto
Madeira e tronco das dominantes	muito leve, diâmetros pequenos	muito leve, diâmetros abaixo de 60 cm	leve a média dureza, alguns troncos muito largos	dura e pesada, grandes troncos
Epífitas	ausentes	poucas	muitas em número, poucas espécies	muitas espécies e formas de vida
Gramíneas	abundantes	abundantes ou escassas	escassas	escassas

Para Clark (1994, *apud* TONHASCA 2005), os grupos ecológicos propostos por Budowski são muito simplistas, já que segundo ele, outros fatores microclimáticos tais como fertilidade do solo e umidade podem influenciar o sucesso da sucessão. Para Tonhasca (2005) apesar do caráter impreciso das classificações de grupos sucessionais, da variabilidade dos resultados de estudos sobre o tema e a falta de dados de grande parte das espécies limitarem a utilidade empírica desses grupos, teorias como a de Budowski (1965) auxiliam a sintetizar informações. As plantas que colonizam inicialmente áreas em regeneração compartilham estratégias reprodutivas e morfológicas, assim como as que se estabelecem posteriormente. Tonhasca (2005) considera que os estágios sucessionais devem ser vistos como aproximações. Segundo Chazdon (2012), os estágios sucessionais de uma floresta podem ser definidos com base em três critérios centrais: biomassa total à superfície, estrutura de idade ou tamanho de populações de árvores e composição de espécies.

As espécies sucessionais iniciais desenvolvem altos índices de área foliar e de biomassa, promovem completa cobertura do solo e acumulam matéria orgânica no solo, promovendo condições mais favoráveis para o avanço de espécies que as sucedem na sucessão (BROWN & LUGO, 1990). Tipicamente, a sucessão secundária em florestas é caracterizada por mudanças na alocação de biomassa na comunidade vegetal, uma vez que nos estágios iniciais maior biomassa é alocada em tecidos de aquisição de recursos (folhas e raízes finas) e nos estágios avançados em materiais estruturais (troncos e raízes grossas) (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001). As espécies pioneiras e secundárias iniciais investem energia em crescimento rápido e possuem altas taxas de reposição por seu ciclo de vida curto, já espécies mais longevas, características de estágios mais avaçados, ao investirem sua alocação de biomassa em materiais estruturais, possuem um crescimento lento mas assumem grandes dimensões e podem chegar a até mais de 1000 anos de idade.

As características estruturais que tipificam as florestas secundárias são: (1) alta densidade total de troncos, mas baixa densidade de árvores >10 cm de diâmetro a altura do peito (DAP); (2) baixa área basal; (3) árvores baixas com diâmetros pequenos; (4) baixo volume de madeira; (5) altos índices de área foliar. Estas características estruturais mudam com a idade e a taxa de mudança é mediada pelo clima e tipo de solo (BROWN & LUGO, 1990).

As florestas tropicais passam por períodos de distúrbio e recuperação segundo diferentes escalas espaciais e temporais. Distúrbios naturais, como queimadas, inundações e deslizamentos removem parcial ou completamente a cobertura florestal e alteram os solos, com consequências para a biodiversidade e para as funções do ecossistema (CHAZDON, 2012).

Porém, os fatores humanos adicionam considerável complexidade ao processo de sucessão, dependendo dos efeitos do tipo e intensidade do uso pretérito do solo (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001). A sucessão em terras degradadas pode diferir de clareiras naturais porque a dispersão, o banco de sementes e a capacidade de rebrota são perdidos ou severamente alterados (MESQUITA *et al.*, 2001). Brown e Lugo (1990) focam seu estudo no processo de sucessão secundária a partir de distúrbios antrópicos. Segundo os autores, as florestas secundárias tendem a um acúmulo de biomassa em uma taxa relativamente rápida, durante os primeiros 15 anos, porém o histórico de distúrbios pode modificar essa tendência. Os distúrbios influenciam a sucessão ao mudar os níveis de disponibilidade de recursos e eficiência de recrutamento (BAZZAZ & PICKET, 1980). O tipo e intensidade do uso do solo influenciam a disponibilidade do banco de sementes, as possibilidades de dispersão de sementes de acordo vegetação remanescente, as propriedades do solo, a recuperação da riqueza e composição de espécies e a taxa de acumulação de biomassa (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001). Quando uma pequena área é aberta e rapidamente abandonada, o recrutamento de espécies sucessionais é rápido e o local se torna coberto por espécies pioneiras. Já clareiras grandes em florestas pluviais resultam em perdas de nutrientes e outras modificações no solo (BAZZAZ & PICKET, 1980). Isso porque a retirada da floresta estanca o fluxo de serrapilheira, afetando a ciclagem de nutrientes. Além disso, a perda da matéria orgânica prejudica a manutenção da estrutura do solo, o controle da erosão e o armazenamento de água e nutrientes (TONHASCA *et.al*, 2005). A matéria orgânica estabiliza os agregados do solo, aumenta a capacidade de retenção hídrica, e serve como fonte de energia para organismos decompositores (GUERRA, 1990; GUARIGUATA E OSTERTAG, 2001).

A derrubada de floresta para o cultivo, abertura de pastagens ou extração de madeira levam a alterações nas guildas[9] de espécies que formam as comunidades florestais e as trajetórias sucessionais e taxas de alteração variam amplamente, conforme a natureza do uso anterior da terra, a proximidade de florestas avançadas, e disponibilidade de fauna dispersora. A sucessão pode ser interrompida ou desviada como consequência de usos da terra intensivos e de larga escala que degradem a fertilidade do solo ou reduzam a disponibilidade da biota local (CHAZDON, 2012). Múltiplas trajetórias sucessionais podem ser observadas dentro de uma determinada região tropical, muitas vezes refletindo o uso anterior da terra. Mesquita *et al.* (2001) descrevem duas trajetórias sucessionais distintas em terras abandonadas na Amazônia central com diferentes históricos de uso. Ambas as áreas foram abertas no mesmo ano, sendo que uma foi utilizada para pasto por 4 anos, possuindo 6 anos na data do estudo, e outra que foi abandona após corte raso (10 anos de idade). A primeira foi dominada por espécies do gênero *Vismia*, enquanto que na segunda predominou espécies do gênero *Cecropia*. A área dominada por *Cecropia* apresentou maior número de espécies por quantidade de indivíduos em relação às áreas de *Vismia*. O dossel de ambas pode atrair diferentes agentes dispersores, enquanto a *Vismia* é mais estritamente dispersada por morcegos, os frutos da *Cecropia* são consumidos por pássaros, morcegos e mamíferos escaladores. Assim, as florestas secundárias dominadas por árvores com modos de dispersão distintos podem ter diferentes probabilidades de colonização por diferentes conjuntos de espécies de floresta primária (MESQUITA *et al.*, 2001).

Uma das preocupações crescentes de especialistas em florestas tropicais é o ritmo de desmatamento das florestas e a crescente fragmentação das áreas remanescentes (TABARELLI *et al.*, 2004; TONHASCA, 2005; TABARELLI *et al.*, 2008). O efeito mais evidente da fragmentação, segundo Tonhasca (2005), é a redução do número de espécies devido à restrição do tamanho dessas áreas. A fragmentação de florestas resulta em modificações microclimáticas na zona de transição entre a floresta e a área desmatada, como penetração de luz e velocidade do vento que aumentam a temperatura, reduzem a umidade e aumento da turbulência do ar. Esses fatores causam a morte de árvores por estresse fisiológico gerando manchas de áreas abertas na área de transição, agravando ainda mais os

[9] Grupos de espécies que provém sua subsistência pelos mesmos tipos de recursos e que utilizam as mesmas estratégias na ocupação de seus nichos.

efeitos microclimáticos negativos (TONHASCA, 2005). Tabarelli *et al.*, (2008) argumentam que os efeitos de borda detonam um rápido e inevitável processo sucessional que efetivamente leva os fragmentos de florestas tropicais remanescentes em direção a um persistente sistema sucessional inicial. Assim que as bordas são criadas, os fragmentos experimentam uma rápida proliferação de espécies pioneiras de vida curta. Concomitantemente, diversos grupos de espécies climáxicas arbóreas (tolerantes à sombra) são desfavorecidas e gradualmente se tornam raras podendo eventualmente serem levadas à extinção ao nível de paisagem (TABARELLI *et.al*, 2008). A fragmentação de florestas está sempre associada a ameaças humanas às árvores, tais como corte seletivo, queimadas, e caça de vertebrados fundamentais para dispersão de sementes (TABARELLI *et al.*, 2004).

3.3 Condutividade hidráulica saturada e permeâmetro de Guelph

A melhor forma de caracterizar a taxa de movimento de água no solo em encostas é pela condutividade hidráulica, ou seja, o fluxo subsuperficial da água por unidade de gradiente hidráulico. Os valores de condutividade hidráulica variam de forma não-linear com o conteúdo de umidade volumétrica para uma grande variabilidade de texturas do solo (SIDLE & OCHIAI, 2006). Quando ocorre a entrada da água no solo e parte é estocada, há um aumento do teor de umidade e o volume máximo de água que pode ser estocado é determinado pela porosidade e nessas condições, o solo encontra-se saturado (COELHO NETTO, 2005).

A velocidade do fluxo de água em superfície é diretamente proporcional à inclinação da superfície, porém o movimento da água no solo é determinado também pela permeabilidade do solo e viscosidade da água (KARMANN, 2003). Quando há uma diferença no potencial de umidade total do solo entre dois pontos, isto é, a diferença de pressão exercida pela coluna de água sobrejacente aos pontos, a água moverá do maior para o menor potencial, podendo, porém se mover para montante quando uma massa de solo seca está localizada acima de uma úmida (HEWLLET, 1969). O gradiente hidráulico, força propulsora que faz com que a água se mova, é dada por ΔH / ΔL, ou seja, pela razão entre a diferença do potencial entre dois pontos (ΔH) e a distância entre eles (ΔL) (KARMANN, 2003). Em 1856, o engenheiro hidráulico francês, Henry Darcy formulou a lei

de Darcy com base em um experimento de medição da vazão da água (Q) em um cilindro preenchido por material arenoso para diferentes gradientes hidráulicos. A lei de Darcy expressa a velocidade do fluxo d'água em meio poroso, assumindo o solo como uniforme e todas as variáveis como funções contínuas no espaço e no tempo (COELHO NETTO, 2005). O fluxo de água para cada gradiente foi calculado pela relação entre a vazão (Q) e a área da seção do cilindro (A). Este fluxo, com unidade de velocidade, foi definido como vazão específica (q) do material (KARMANN, 2003) que resultou na seguinte expressão:

$$q = K \, \Delta H / \Delta L \qquad (1)$$

onde:

q = vazão específica

K = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica (constante do material)

$\Delta H / \Delta L$ = gradiente hidráulico

O experimento de Darcy foi pioneiro na mensuração da condutividade hidráulica, porém apresenta restrições de ensaios de laboratório, devido à limitada representatividade espacial, que poderá não englobar características estruturais dos solos, como macroporos e raízes (GOMES, 2012). A condutividade hidráulica pode ser saturada ou não-saturada, sendo que a primeira, ocorre quando todos os poros estão preenchidos de água, atingindo um valor constante (GOMES, 2012).

A condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) é uma das propriedades físico-hídricas do solo que assume relevância por fornecer informações sobre capacidade de transporte da água (TREVISAN *et al.*, 2009). Quando o solo atinge a saturação, a força capilar é neutralizada, o que faz com que a K_{sat} represente a melhor condição de permeabilidade de água no solo (COELHO NETTO, 2005). Como a infiltração de água no solo é um processo complexo que varia com condições de campo, devido, principalmente à dependência de umidade antecedente do solo, a K_{sat} é uma variável hidro-física que permite comparações

entre diferentes locais, com diferentes conteúdos de umidade iniciais e características do solo (GÓMEZ-TANGLE *et al.*, 2011).

Vários são os métodos destinados à quantificação da condutividade hidráulica *in situ*, sendo o método do permeâmetro de Guelph um dos mais aceitos (SOTO *et al.*, 2009). O permeâmetro de Guelph tem como características práticas a portabilidade, utilização de pouca água para os ensaios, pouco tempo para medição, necessita de poucas pessoas para operação (REYNOLDS & ELRICK, 1984) e causa perturbações mínimas no solo (GOMES, 2012). Foi desenvolvido por Reynolds e Elrick em 1983 na *University of Guelph*, no Canadá com o objetivo de resolver problemas de outros permeâmetros de carga constante utilizados em campo (GOMES, 2012). O método consiste na mensuração da taxa constante de recarga de água (Q) em um furo cilíndrico de raio conhecido (a), no qual a altura da água é mantida (H). Um tubo de mariotte (figura 7) é usado para estabelecer e manter a altura da água no furo (REYNOLDS & ELRICK, 1984) e a condutividade hidráulica é calculada a partir do estabelecimento de uma taxa de fluxo constante da água no furo.

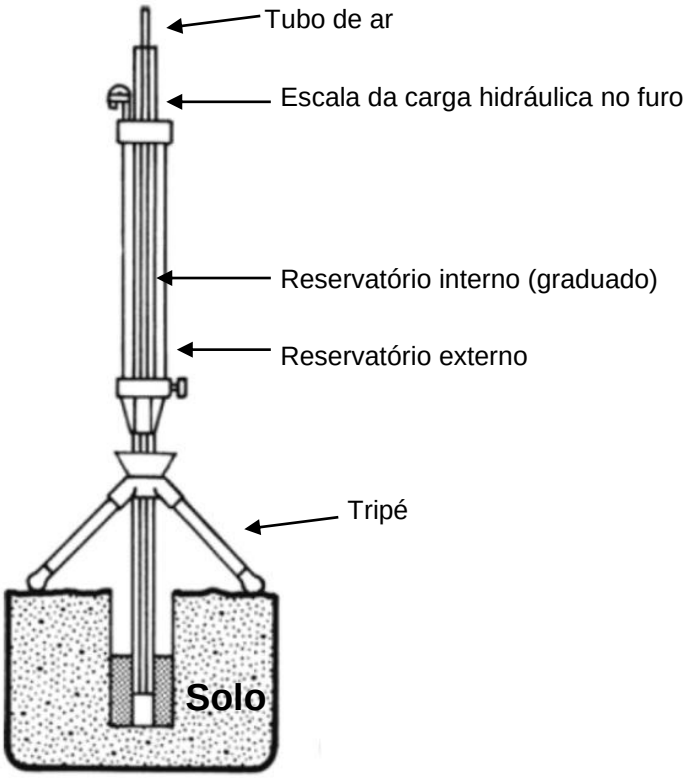

Figura 7. Principais componentes do Permeâmetro de Guelph. Modificado de Soil Moisture Equipment Corp. Operating Instructions. 2012.

4. ÁREA DE ESTUDO

O município de Nova Friburgo faz parte da Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro em conjunto com outros 13 municípios, conta com oito distritos sendo eles: Nova Friburgo, Riograndina, Campo do Coelho, Amparo, Lumiar, Conselheiro Paulino, São Pedro da Serra e Muri e localiza-se a 136 km da cidade do Rio de Janeiro (PMNF, 2014). Possui área de cerca de 933 km² e uma população de aproximadamente 182.000 habitantes, a qual 87% é residente de áreas urbanas e 13% de áreas rurais (IBGE, 2010).

As duas áreas estudadas estão localizadas em manchas florestais na bacia hidrográfica do Rio Grande, sendo a Área #1 inserida na sub-bacia do Córrego Dantas (54 Km²) e a Área #2 na sub-bacia do Roncador (23,6 Km²), ambas no distrito de Campo do Coelho (figura 8).

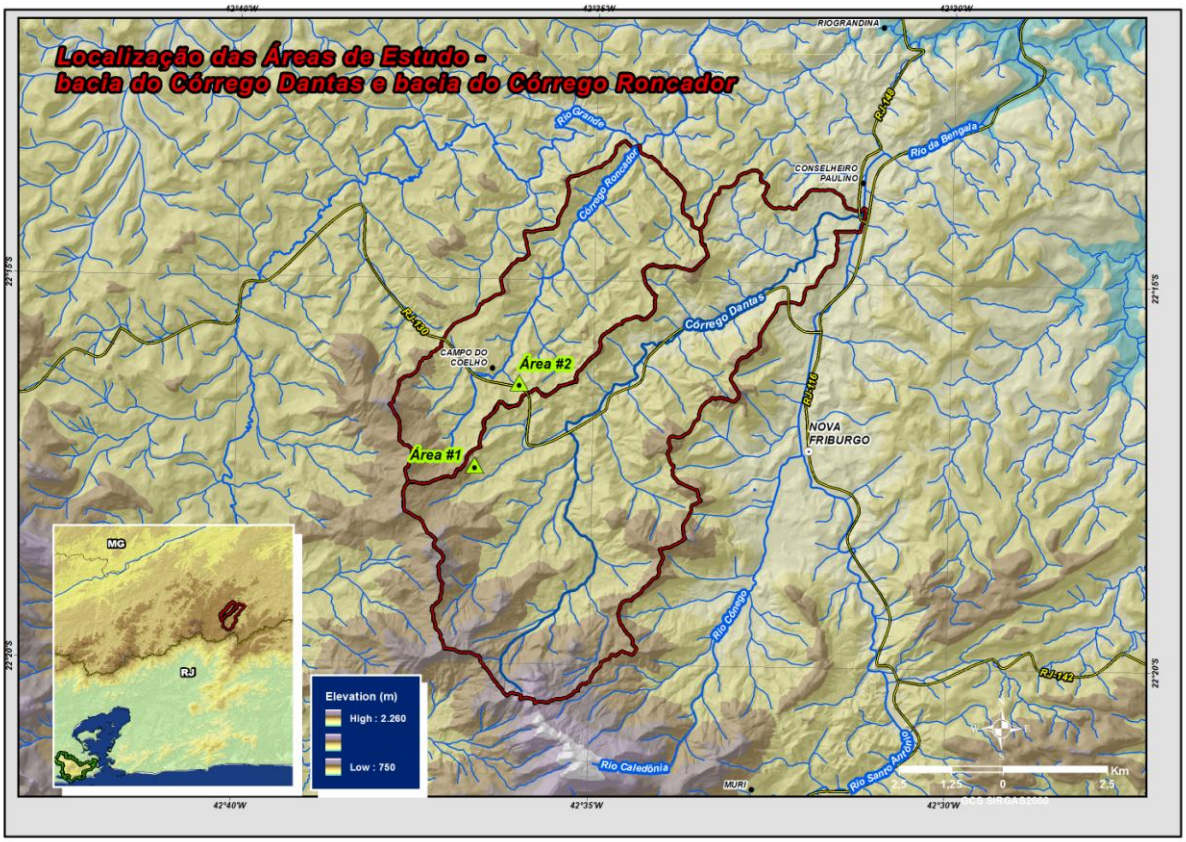

Figura 8. Mapa de localização das áreas de estudo. Área #1 – Floresta secundária de 50 anos; Área #2 – Floresta secundária de 20 anos.

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 e é a bacia

prioritária dos estudos do projeto de pesquisa “Vulnerabilidade do Meio Ambiente e Deslizamentos Catastróficos no Domínio Montanhoso do Estado do Rio de Janeiro: condicionantes e mecanismos associados ao evento extremo de chuvas de janeiro de 2011” financiado pela FAPERJ. 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 presentes na bacia. Aparentemente, o estágio sucessional mais avançado encontrado na área determinada para a condução do estudo diz respeito a um fragmento florestal de idade aproximada de 50 anos, segundo morador local proprietário do terreno, Sr. Floriano de 86 anos de idade, residente local há cerca de 60 anos. De acordo com o Sr. Floriano, a atual floresta era local de roça antes desse período e a principal cultura cultivada era o milho.

A segunda área corresponde a um fragmento florestal de dimensões menores do que o fragmento anterior e segundo outro morador local, Sr. Adão, possui cerca de 20 anos de idade. O mesmo não soube dar maiores informações sobre o local, porém evidências de campo demonstraram que a área já sofreu queimadas (presença de carvão no solo) e corte seletivo de madeira, prática que ainda é recorrente na área, segundo outro morador.

4.1 Características ambientais de Nova Friburgo

O clima predominante é o Tropical de Altitude com temperaturas médias de 16°C, podendo variar entre 37° e -2°C e precipitação média anual (entre os anos de 1977 – 2000) de 2500 mm nas altitudes mais elevadas com os períodos mais chuvosos compreendidos entre dezembro a fevereiro (COELHO NETTO *et.al*, 2013). O município de Nova Friburgo tem a sua sede situada a 846 m de altitude abrigando em seu território o ponto mais alto da serra do Mar, o Pico Maior, a 2.316 m, configurando uma elevada amplitude de relevo (COELHO NETTO *et al*., 2013).

Nova Friburgo localiza-se no reverso da escarpa da serra do Mar, que atravessa praticamente todo o território do Estado do Rio de Janeiro na direção WSW-ENE, acompanhando a tendência estrutural do substrato geológico. Este escarpamento estende-se do litoral norte do estado de São Paulo, sob denominação local de serra da Bocaina até a serra do Desengano, às margens do rio Paraíba do Sul, próximo a Campos e São Fidélis, no Norte Fluminense. No reverso desta escarpa serrana, observam-se algumas zonas planálticas, de relevo montanhoso,

tais como o planalto da Bocaina, a serra do Desengano e o próprio planalto reverso da Região Serrana (DANTAS *et al*., 2005).

A geologia do Estado do Rio de Janeiro é composta principalmente de rochas de alto grau de metamorfismo (gnaisses) com foliação bem definida em direção SO-NE e fraturas em diversas direções. Granitos sin-tectônicos também ocorrem e estão orientados da mesma forma que as rochas metamórficas (AVELAR *et al.*, 2011).

A região montanhosa é composta principalmente de granitos sin e pós-tectônicos, migmatitos e gnaisses com pouca foliação. A ocorrência de granitos nessa região dificulta os processos de intemperismo e favorece a estabilidade de encostas íngremes, porém, com a ação do tempo geológico, e o progressivo aumento do intemperismo químico, em geral mais acentuado nas fraturas dos granitos, a massa de rocha sã dá lugar a solos saprolíticos (AVELAR *et al.* 2011).

Os fundos de vales são estreitos e desenvolvem-se ao longo de fraturas tectônicas e apenas os rios mais largos são capazes de gerar depósitos fluviais, áreas onde a maior parte da população está localizada. Adjacente a esses vales, escarpas de afloramentos rochosos e encostas íngremes são comuns e apresentam em suas bases depósitos de tálus e colúvios ricos em blocos. Por outro lado, há também áreas de encostas mais suaves, nas quais o regolito é composto por saprolitos e depósitos coluviais que juntos podem atingir dez metros de profundidade (AVELAR *et al.* 2011).

Os solos da região são geralmente pouco espessos e bastante lixiviados, como cambissolos e latossolos, devido a um clima bastante úmido proporcionado pela barreira física que se impõe ao avanço dos sistemas frontais (DANTAS *et al.*, 2005).

A vegetação que cobria originalmente a área de estudo é de Mata Atlântica, inserida na classificação fitogeográfica de Floresta Ombrófila Densa Montana[10], que reveste as serras e planaltos entre 500 m e 1500 m de altitude (Velloso *et al.*, 1991). A Mata Atlântica está entre os ambientes mais ameaçados do mundo devido aos seus altos índices de endemismo de fauna e flora e do acentuado nível de degradação de seus hábitats, com várias espécies sendo consideradas sob risco de extinção (TONHASCA, 2005).

---

[10] Lima & Guedes-Bruni (1997) ressaltam a importância de se discutir acerca do sistema de classificação da vegetação brasileira, acreditando, porém que ainda são necessários estudos desta natureza para que se possa enriquecer os sistemas já existentes que utilizaram em sua definição aspectos mais fisionômicos do que os de composição e estrutura.

Em Nova Friburgo, os atuais remanescentes dessa cobertura original estão limitados a pequenos fragmentos de vegetação secundária, muitas vezes bastante alterados nas áreas mais próximas aos centros urbanos e áreas de cultivo agrícola, com exceção de áreas de unidades de conservação localizadas no município, como a Reserva Ecológica de Macaé de Cima (350 km²) e o Parque Estadual dos Três Picos (588 km²).

Estudos conduzidos em áreas altamente conservadas na Reserva Ecológica de Macaé de Cima, localizada na porção ocidental do distrito de Lumiar revelaram uma floresta com árvores que formam um dossel de cerca de 20 metros de altura com emergentes esparsas de até 40 metros, sub-bosque muito denso e diversificado e epífitas e trepadeiras abundantes, expressando uma enorme riqueza florística e elevado percentual de plantas endêmicas do Sudeste do Brasil (LIMA & GUEDES-BRUNI, 1997).

Na bacia hidrográfica do Rio Grande (a qual insere-se a bacia do Córrego Dantas), o uso do solo para fins agrícolas teve início no século XIX, tornando-se efetiva a remoção da floresta por meio de queimadas (MATA, 2006) e dando origem aos recorrentes processos de sucessão secundária que produzem continuamente os fragmentos florestais atuais próximos a áreas habitadas.

Em duas dessas áreas de fragmentos florestais secundários, que se localizam as áreas do presente estudo (figura 9 e 10). A área da floresta de 50 anos é caracterizada por uma concavidade aberta, aparentemente uma forma produzida por escorregamento raso, típico da região e vizinha a um escorregamento deste tipo ocorrido em 2011. Na cicatriz ao lado percebe-se que o solo é incipiente e a ruptura ocorreu no contato solo-rocha, como pode ser observado na figura 12, apresentada mais adiante. A encosta está orientada para o quadrante sul. No interior do fragmento há grande presença de blocos de granitos, principalmente na base da encosta. Nas proximidades do fragmento há áreas desmatadas e áreas de cultivo de diversos tipos, como milho, couve, abobrinha, entre outros.

Figura 9. Área #1 – fragmento florestal de aproximadamente 50 anos de idade.

A área da floresta de 20 anos constitui um fragmento florestal de pequenas dimensões com áreas adjacentes desmatadas, predominantemente recobertas de gramíneas e próxima a plantios de eucalipto (figura 10). Aparentemente, a maioria dos fragmentos florestais localizados na bacia do córrego Dantas e proximidades apresentam características similares a este fragmento. O deslizamento vizinho ao fragmento vem sendo também estudado por membros da equipe dos projetos nos quais se insere esta dissertação (SILVA, 2014; MACHADO, 2013) e há indicativos da recorrência de movimentos de massa no local. A encosta na qual está localizada o fragmento está orientada para o quadrante norte.

Figura 10. Área #2 – fragmento florestal de aproximadamente 20 anos de idade

As encostas de ambos os fragmentos possuem uma declividade média em torno de 20º a 30º. No interior de ambos os fragmentos estudados podem ser

encontrados diversos buracos aparentemente produzidos por tatus e podem apresentar até dois metros de profundidade. Outra observação de campo comum em ambas as áreas é a existência de troncos cortados, o que demonstra a prática de extração de madeira por moradores locais, possivelmente para utilização de lenha, construção de cercas e hastes de ferramentas utilizada nos cultivos.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Com a intenção de atingir os objetivos propostos nesta dissertação, foram adotados métodos específicos para cada finalidade na tentativa de se fazer uma análise integrada dos aspectos que influenciam na problemática levantada. A figura 11 mostra um fluxograma com as etapas da pesquisa, que serão melhor desenvolvidas ao longo dos subitens a seguir.

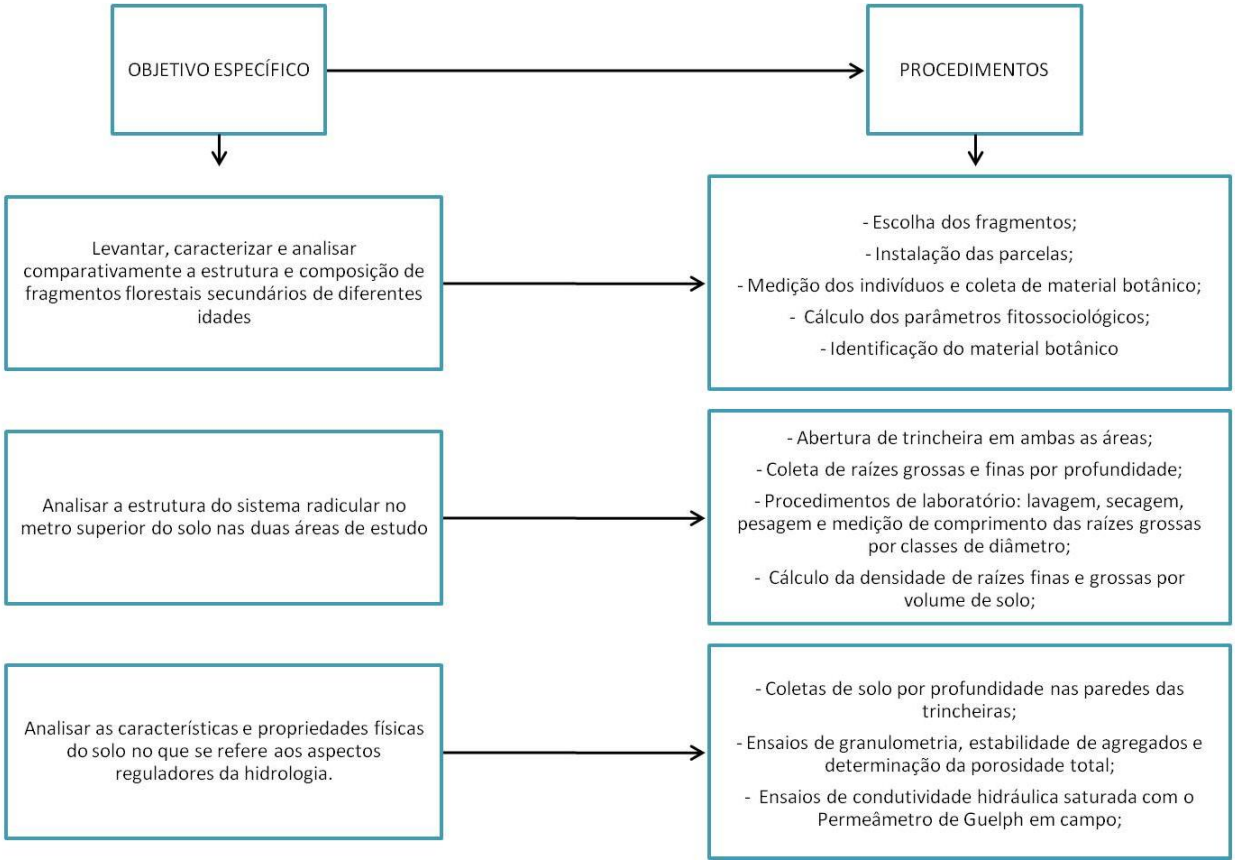

Figura 11. Objetivos e procedimentos da pesquisa.

5.1 Levantamento fitossociológico

Para o levantamento fitossociológico, foram instaladas à meia encosta seis parcelas de 10 m x 10 m em cada área, totalizando 1200 m² (0,12 ha), distantes verticalmente 10 metros umas das outras e buscando-se aproximadamente a mesma medida horizontalmente (figuras 12 e 13). Todos os indivíduos arbóreos com o perímetro à altura do peito (1,30 m) 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 de material botânico foi realizada com auxílio de vara de podão de alta poda, e quando necessário com equipamento de escalada (figura 14-C). Para os indivíduos ramificados com troncos múltiplos, foram registrados todos os perímetros separadamente e, posteriormente a área basal de cada ramificação (com perímetro igual ou superior a 15 cm) foi calculada e somada às demais, já que se trata de um mesmo indivíduo (MORO & MARTINS, 2011). O material botânico foi coletado, prensado e passado por processo de secagem em estufa para posteriormente ser 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 (com a sigla internacional FCAB) e o material em estágio vegetativo está depositado no foliário do Laboratório de Ecologia da mesma universidade.

Figura 12 Localização das parcelas na área #1 – Floresta de aprox. 50 anos. Google Earth, imagem de 19/01/2011. Município de Nova Friburgo, Rio de Janeiro.

Figura 13. Localização das parcelas na área #2 – Floresta de aprox. 20 anos. Google Earth, imagem de 19/01/2011. Município de Nova Friburgo, Rio de Janeiro.

Figura 14. Trabalhos de campo no Município de Nova Friburgo (RJ). A) Medição de PAP; B) Coleta de material botânico com podão; C) Utilização de material de escalada para coleta de material botânico; D) Etiquetagem de material botânico para identificação.

Os dados levantados nos estudos fitossociológicos são matematicamente processados para que, isoladamente ou em conjunto, forneçam uma série de parâmetros que subsidiem a análise da composição e estrutura das comunidades vegetais (GUAPYASSÚ, 1994). Dentre os parâmetros fitossociológicos analisados no presente estudo estão: área basal (2) e densidade da comunidade (número de indivíduos por hectare); densidade relativa (3), dominância relativa (4), valor de cobertura das espécies, índice de similaridade de Sorensen (5) e índice de diversidade Shannon-Wiever (6). A porcentagem de árvores mortas constitui outro parâmetro a ser analisado, pois se apresenta como uma taxa de substituição dos indivíduos da comunidade, além de fornecer subsídios ao entendimento do comportamento hidrológico em subsuperfície pela formação de dutos preferenciais para infiltração de água no solo.

A área basal total é definida pela área ocupada pelos troncos dos indivíduos e é calculada a partir dos valores de área de sessão do tronco a 1,30 m do solo pela seguinte fórmula:

$$AB = (PAP^2) / 4\pi \qquad (2)$$

A densidade relativa (DR) diz respeito ao número de indivíduos de um determinado táxon em relação ao número total de indivíduos, expresso em porcentagem:

$$DR = Ni \times 100 / Nt \qquad (3)$$

Onde *Ni* é o número de indivíduos do táxon e *Nt* é o número total de indivíduos na amostragem.

A dominância relativa (DoR) representa a contribuição de um determinado táxon na comunidade, utilizando-se a soma da área basal de determinada espécie (*ABsp*) em relação à soma da área basal de todos os indivíduos (*ABt*) e é também expressa em porcentagem:

$$DoR = ABsp \times 100 / ABt \qquad (4)$$

O valor de cobertura (VC) representa uma variável síntese, constituindo a soma da densidade relativa (DR) e dominância relativa (DoR). Como estas são

expressas em porcentagem, o valor máximo de VC é 200. Face à área amostral relativamente reduzida da presente pesquisa optou-se por utilizar somente o Valor de Cobertura (e não o Valor de Importância), pois este tem maior representatividade em áreas menores e reflete características estruturais significativas para o entendimento de aspectos hidrológicos dos locais em estudo.

O índice de similaridade de Sorensen consiste na relação presença/ausência entre o número de espécies comuns a duas comunidades e o número total de espécies, e representa a proporção de espécies comuns entre duas áreas e o total de espécies encontradas (GUAPYASSÚ, 1994), sendo expresso pela fórmula:

$$IS_S = \frac{C}{A + B/2} \times 100 \qquad (5)$$

Onde:

IS_S = Índice de similaridade de Sorensen

A = número total de espécies da primeira comunidade

B = número total de espécies da segunda comunidade

C = número de espécies em comum

Segundo Guapyassú (1994), o conceito de diversidade envolve dois elementos: a variação e a abundância relativa de espécies. O índice de Shannon considera que os indivíduos são amostrados ao acaso a partir de uma população efetivamente infinita, assumindo também que todas as espécies presentes estejam representadas na amostra (MAGURRAN, 1989 *apud* GUAPYASSÚ, 1994). É calculado pela equação:

$$H' = -(n_i / N) \log (n_i / N) \qquad (6)$$

Na qual:

H' = índice de diversidade de Shannon

n_i = valor de importância de cada espécie

N = total dos valores de importância

5.2 Abertura de trincheiras e análise da biomassa e densidade de raízes

5.2.1. Raízes grossas

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 com declividades semelhantes, entre 20º e 30º (P3 na área de 50 anos e P7 na área de 20 anos – vide figura 12 e 13) (figura 15).

Figura 15. Locais de abertura das trincheiras. À esquerda, área de floresta de 20 anos e à direta, área de floresta de 50 anos, ambas no município de Nova Friburgo (RJ).

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. O solo retirado nos intervalos definidos foi peneirado em campo (figura 16) e todas as raízes grossas (>2 mm de diâmetro) encontradas foram ensacadas e devidamente etiquetadas.

As raízes foram então levadas para o laboratório, onde foram lavadas para a retirada do excesso de solo que fica aderido em seu tecido. Após a lavagem foram colocadas na estufa por 72 horas a 75º C ou até que atingissem peso constante. Uma vez secas, foram subdivididas nas seguintes classes de diâmetro, com o auxilio 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.

Figura 16. Processo de abertura de trincheira e peneiramento das raízes nas áreas de estudo.

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 pequenas dimensões, de 0,19 m de diâmetro por 0,15 m de altura (GENET

et al., 2009), 0,043 m de diâmetro por 0,1 m e 0,2 m de altura (BREARLEY, 2011), de amostras um pouco maiores, de 0,5 m x 0,1 m x 0,1 m (altura x largura x profundidade) (BALIEIRO *et al.*, 2005), ou com aberturas de trincheiras (VANCE E 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 dutos formados por raízes em decomposição, relevantes aspectos que influenciam na hidrologia da encosta.

5.2.2 Raízes finas

Devido à grande densidade de raízes finas em áreas de florestas e à dificuldade de separação dessas do solo em campo ao longo do processo de abertura das trincheiras, o procedimento de coleta foi realizado a partir de amostras de solo em anéis de Kopeck (5,3 cm de altura e 4,8 de diâmetro) nas paredes das trincheiras para a posterior extrapolação da densidade de raízes finas por volume de solo contido no Kopeck. O Kopeck foi cravado no solo com o auxílio de um amostrador e martelo de borracha, depois foi limpo e retirado o excesso de solo nas paredes externas do anel e na parte superior e inferior, de modo que só restasse solo no volume interno do anel. O solo contido dentro do anel foi ensacado, etiquetado e levado para laboratório (figura 17). Foram coletadas cinco amostras no topo das profundidades determinadas para a coleta de raízes grossas (0 cm, 10 cm, 20 cm, 30 cm, 40 cm, 50 cm, 75 cm, 100 cm) em cada trincheira totalizando 80 amostras.

Figura 17. Coleta de raízes finas com anel de Kopeck.

Em laboratório as amostras de solo foram lavadas em peneiras sobrepostas de malha de 2 mm, 1 mm e 0,5 mm para a separação manual das raízes finas com auxílio de uma pinça (figura 18). As raízes finas foram etiquetadas e levadas à estufa por 72 horas a 75º C. Após secas foram pesadas em balança de precisão de 0,001 gramas.

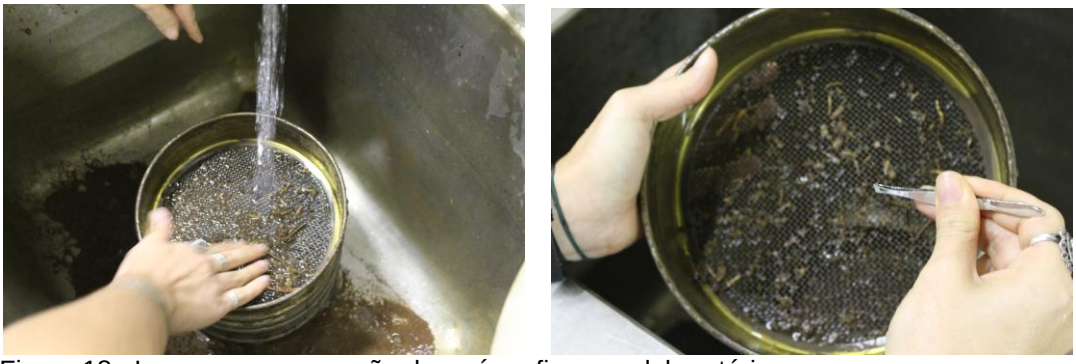

Figura 18. Lavagem e separação das raízes finas em laboratório.

5.3 Propriedades Físicas dos Solos

5.3.1 Granulometria e porcentagem de agregados

Para os ensaios de granulometria e porcentagem de agregados, foram coletadas nas paredes de cada trincheira três amostras no topo de cada profundidade (0 cm, 10 cm, 20 cm, 30 cm, 40 cm, 50 cm, 75 cm, 100 cm) para cada ensaio, em um total de 96 amostras deformadas.

As análises granulométricas foram realizadas no Laboratório de Geotecnia da COPPE-UFRJ, através de ensaios de granulometria dispersa (peneiramento e sedimentação), segundo os procedimentos da norma técnica da ABNT (NBR 7181/84), e, densidade real dos grãos, segundo método de ensaio do DNER (DNER-ME 093/94). Os ensaios de sedimentação foram realizados sem o uso de defloculante e aparelho dispersor, utilizando metodologia modificada como feito por Leal (2009), Silva (2014). Na metodologia modificada, as partículas do solo não são dispersas, e, por isso, os resultados demonstram as condições que os agregados do solo apresentam em campo e refletem melhor o comportamento hidrológico do solo (LEAL, 2009).

Para o ensaio de estabilidade de agregados foi utilizada metodologia proposta pela EMBRAPA (1979).

5.3.2 Porosidade total

As amostras indeformadas para obtenção do índice de vazios e porosidade total seguiram o mesmo procedimento de coleta das raízes finas nas mesmas profundidades.

Porém, as amostras se mantiveram nos anéis de Kopeck sendo embaladas com plástico filme e papel alumínio para manter a umidade e estrutura do solo na amostra. As amostras foram levadas ao Laboratório de Geotecnia da COPPE-UFRJ no qual foram pesadas, o solo foi retirado do anel e levado para a estufa. O anel cilíndrico foi pesado sem solo e após a secagem do mesmo, a umidade e o peso do anel foi subtraído do peso do solo úmido com anel. O diâmetro e altura dos anéis foram medidos para se conhecer o volume.

Em posse desses valores e também da densidade real dos grãos foi possível calcular o índice de vazios e a porosidade do material coletado. As formulas usadas para obtenção desses dados foram obtidas em Pinto (2006):

$$e = \frac{\gamma_s}{\gamma_d} - 1 \tag{7}$$

$$n = \frac{e}{1 + e} \, .100 \tag{8}$$

onde,

e = índice de vazios

n = porosidade

γ_d = peso específico aparente seco

γ_s = peso específico dos sólidos

5.4 Ensaios de condutividade hidráulica saturada com permeâmetro de Guelph

Os ensaios de condutividade hidráulica saturada foram realizados em campo com auxílio do permeâmetro de Guelph (marca Soilmoisture, modelo 2800K1), em distribuição aleatória de cinco pontos de ensaios em três profundidades (15, 30 e 75 cm) em cada área de estudo, totalizando 30 ensaios (figura 19). A distribuição dos pontos foi realizada no entorno das parcelas de levantamento da vegetação (10 x 10 m) nas quais foram abertas as trincheiras, buscando-se evitar áreas já demasiadamente pisoteadas

pelos levantamentos anteriores, que poderiam influenciar os ensaios por possíveis alterações na estrutura do solo.

Figura 19 Ensaio de condutividade hidráulica saturada com permeâmetro de Guelph.

O método dos ensaios foi de acordo com recomendações de uso do manual do equipamento (*Soilmoisture*, 2012). Foram abertos furos com as profundidades citadas acima com a ajuda de trado, primeiro 15 cm, depois 30 cm e posteriormente até 75 cm de profundidade. Após a abertura do furo, o equipamento preenchido com água foi colocado no furo, sustentado pelo tripé, e aplicou-se a carga hidráulica. Foram utilizados os reservatórios interno e externo combinados e aplicadas duas cargas (primeiro 5 cm e depois 10 cm de carga) em cada profundidade para obter maior acurácia nos resultados, segundo o manual. A descida da água foi registrada em intervalos de tempo regulares, de acordo com a velocidade (de 15 segundos a 2 minutos) até a obtenção de valor constante (dois grupos de três valores iguais seguidos ou cinco valores iguais seguidos). O valor constante em centímetros da descida da água no equipamento foi dividido pelo tempo (em minutos) para obtenção do R1 (primeira carga) e R2 (segunda carga) (anexo 1).

Para os cálculos de condutividade hidráulica em campo, o fabricante do equipamento disponibiliza em seu site uma planilha do Excel para download com as fórmulas[11], na qual só é necessário entrar com os valores obtidos em campo que é dado

[11] www.soilmoisture.com/specialdownloads/Guelph-Permeameter-Ksat-Quick-Calculator-V11192012.xls

o valor da K_{sat} em diferentes ordens de grandeza (anexo 1 – em amarelo). Os campos em verde são os quais deve-se entrar com os respectivos valores, os campos em amarelo são os resultados obtidos a partir desses valores.

Os cálculos realizados nesse estudo foram baseados nas seguintes equações:

$$K_{fs} = G_2\ Q_2 - G_1\ Q_1 \tag{9}$$

Na qual:

$$G_1 = \frac{H_2 C_1}{\pi(2H_1H_2(H_2 - H_1) + a^2(H_1C_2 - H_2C_1))} \tag{10}$$

$$G_2 = \frac{H_1 C_2}{\pi(2H_1H_2(H_2 - H_1) + a^2(H_1C_2 - H_2C_1))} \tag{11}$$

$$Q_1 = R_1 \times 35{,}22 \tag{12}$$

$$Q_2 = R_2 \times 35{,}22 \tag{13}$$

Sendo que:

K_{fs} = Condutividade hidráulica saturada;

H_1 = primeira carga hidráulica aplicada

H_2 = segunda carga hidráulica aplicada

R = taxa constante da descida da água no reservatório (cm/min)

a = raio do furo (cm)

35,22 = área da seção transversal do reservatório

C_1 e C_2 = fator de forma (*shape factor*), que difere para cada tipo de solo, sendo que no presente caso foi usado o tipo 3 (anexo 1) e a equação referente a este tipo é:

$$C_1 = \left(\frac{H_1/a}{2{,}074 + 0{,}093\ \left(H_1/a\right)}\right)^{0{,}784} \tag{14}$$

$$C_2 = \left(\frac{H_2/a}{2{,}074 + 0{,}093 \left(H_2/a \right)} \right)^{0{,}784} \quad (15)$$

O solo retirado dos furos foi coletado para estimativa de raízes finas por volume de solo (figura 20), que seguiu o mesmo procedimento de separação em laboratório que anteriormente citado. Com base na biomassa de raízes finas por volume de solo e nos valores encontrados para condutividade hidráulica foram feitas análises de regressão linear para cada profundidade.

Figura 20. Abertura do furo para os ensaios com o permeâmetro de Guelph e coleta do solo.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Estrutura e composição dos fragmentos florestais

6.1.1. Aspectos da estrutura da vegetação

Foram amostrados um total de 434 indivíduos em 0,12 hectares, sendo 302 na área de floresta de 20 anos e 132 na área de 50 anos. Os dados relacionados a estrutura estão organizados na tabela 3.

Tabela 3. Características estruturais dos fragmentos levantados em Nova Friburgo (RJ).

Características estruturais		**Floresta 20 anos**	**Floresta 50 anos**
Área basal (m²/ha)		26,9	31,6
Densidade (ind./ha)		5033	2200
Diâmetro (cm)	médio	7,3	11,7
	máx.	34,1	29,9
Altura (m)	média	6	10
	máx.	16	24
Árvores mortas (%)		12,9	8,3

O valor encontrado para área basal na floresta de 20 anos corrobora com 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 e em floresta secundária submontana de 25 anos na Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ) (26,3m²/ha), com critério de inclusão de 8 cm de PAP (OLIVEIRA, 1999) (tabela 4). 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. Oliveira (1999) também encontrou valor semelhante de área basal (32,4 m²/ha) em floresta secundária submontana de 50 anos em Ilha Grande.

Com base na tabela 4, é possível observar uma tendência clara de aumento da área basal com o avanço do estágio sucessional. Isso se dá devido ao aumento do número de indivíduos de grande porte, o que pode ser constatado também a partir dos diâmetros máximos encontrados em florestas avançadas (tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros fitossociológicos de alguns estudos em florestas tropicais.

Local	Tipo de vegetação	Idade (anos)	Área Basal (m²/ha)	Densidade (ind./ha)	Diâmetro máx.(cm)	Altura máx. (m)	N. ind./ espécies	% árvores mortas	Área amostral (ha)	Fonte
Bacia Amazônica (Colômbia e Venezuela)	Floresta tropical úmida	9-14	10,16	1825	12	13	3,51		0,36	Saldarriaga *et al.,* 1986
		20	13,61	1811	-	-	2,64		0,36	
		30-40	15,83	1544	-	19	2,94		0,48	
		60	22,5	1240	-	-	2,03	-	0,48	
		80	21,66	1356	-	-	2,56		0,36	
		Avançada	32,13	1296	213	35	2,36		0,36	
Ilha Grande/ RJ (Brasil)	Floresta ombrófila densa submontana[1]	5	5,6	1915	15,6	12	19,1	15,1	0,26	Oliveira, 1999
		25	26,3	2784	52,8	27	10,3	7,8	0,26	
		50	32,4	2273	51,8	30	9,38	6,3	0,26	
		Avançada	57,9	1996	116,5	45	3,8	1,5	0,26	
Parque Estadual da Serra do Mar/ SP (Brasil)	Floresta ombrófila densa montana[1]	35	31,9	1704	108,2	35,5	11,16	1,94	1	Marchiori, 2012
Paraná (Brasil)	Floresta ombrófila densa submontana[1]	13-15	21,75	1265	31,2	13	9,41	0,78	0,2	Guapyassú, 1994
		25	29,07	1695	43	16	7,46	0,29	0,2	
		Avançada[2]	71,31	1405	175,1	19	6,9	3	0,38	
Cunha/SP (Brasil)	Floresta ombrófila densa montana[1]	10	5	1280			64		0,2	Tabarelli & Mantovani, 1999
		18	23,4	3325			11,87		0,2	
		40	33,4	2735	-	-	6,07	-	0,2	
		Avançada	38,6	2335			5,55		0,2	
Macaé de Cima/RJ (Brasil)	Floresta ombrófila densa montana[1]	30	27,95	2217	90	31	14,12	11,8	1	Pessoa *et al.*,1997
Macaé de Cima/RJ (Brasil)	Floresta ombrófila densa montana[1]	Avançada	37,09	2288	93,5	38	12,1	-	1	Guedes-Bruni *et al.*,1997
Nova Friburgo/ RJ (Brasil)	Floresta ombrófila densa montana[1]	20	26,9	5033	34,1	16	11,18	12,9	0,06	Presente estudo
		50	31,6	2200	29,9	24	3,62	8,3	0,06	

[1] Florestas de domínio Atlântico.

[2]com extração seletiva de madeira extinguida 25 anos antes do período do estudo.

Ainda que em formações secundárias mais jovens a densidade de indivíduos seja maior, como é o caso observado nas áreas estudadas, a área basal segue tendência crescente. O gráfico da figura 21 demonstra essa relação da área basal com a densidade de indivíduos a partir da distribuição das classes de diâmetro nas duas florestas estudadas. 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. Observa-se, porém, que na área de 20 anos, cerca de 90% dos indivíduos amostrados estão concentrados na menor classe diamétrica. Dessa forma, ainda que a densidade de indivíduos na área de 20 anos (5033 ind/ha) seja mais do que o dobro da densidade da área de 50 anos (2200 ind/ha), isso se dá devido à grande quantidade de indivíduos de pequenos diâmetros, o que faz com que sua área basal seja inferior à da floresta de 50 anos, fato que já era esperado devido às razões acima explicitadas.

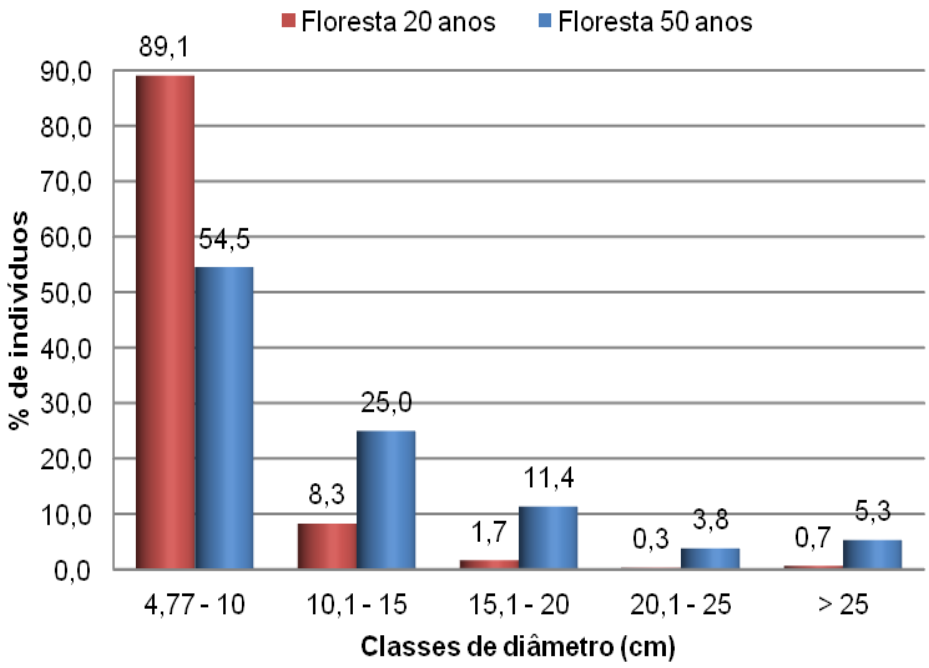

Figura 21. Distribuição da porcentagem dos indivíduos por classes de diâmetro nas duas áreas amostradas no município de Nova Friburgo (RJ).

A partir do gráfico da figura 22 pode-se perceber a diferença na distribuição dos indivíduos por altura entre as áreas. No fragmento de 50 anos é possível diferenciar dois estratos, além de árvores emergentes: de 3 a 9 metros e de 10 a 18 metros, com as árvores emergentes de 21 a 24 metros, enquanto que na área de 20, 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*, *Alchornea triplinervia* e *Sapium glandulatum,* todas classificadas como pioneiras (tabela 6).

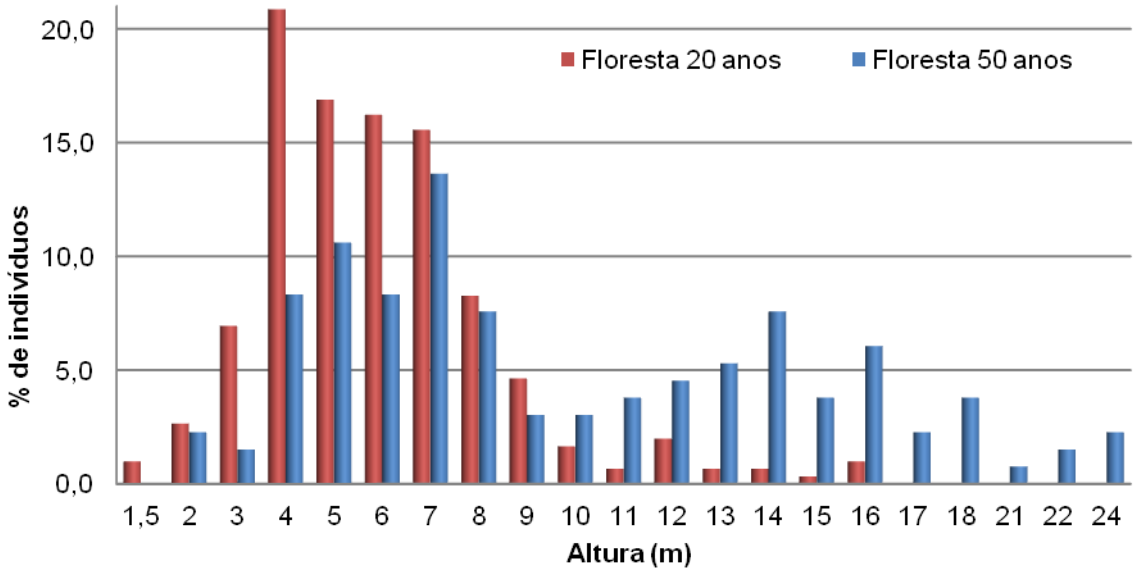

Figura 22. Porcentagem de indivíduos por altura amostrados nas áreas de florestas do município de Nova Friburgo (RJ).

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 de florestas avançadas como encontrado por Oliveira (1999) de 1,5%, Guapyassú (1994) de 3%, 6,5% em área de floresta avançada alterada por extração seletiva (SCHORN & GALVÃO, 2005) (tabela 4) e 1,3% em floresta avançada em Guapimirim (RJ) (KURTZ *apud* OLIVEIRA, 1999). Assim como Oliveira (1999) observou um decréscimo de árvores mortas ao longo de um gradiente sucessional, esta tendência também foi observada por Schorn & Galvão (2005) em floresta ombrófila densa submontana em Blumenau (SC). Isso se deve à alta mortalidade de espécies pioneiras, de ciclo de vida curto ou secundárias iniciais, igualmente demandantes de luz, porém mais longevas, que ingressam nos estágios iniciais da sucessão, e apresentam alta taxa de mortalidade tanto nos estágios iniciais quanto nos estágios

intermediários de sucessão (SCHORN & GALVÃO, 2005). Como já foi dito anteriormente, as raízes em decomposição das árvores mortas podem favorecer a formação de *pipeflow*, podendo gerar fluxos turbulentos em caso de saturação do solo. Na figura 23 é possível ver esses dutos produzidos por raízes em decomposição, encontrados ao longo do processo de abertura das trincheiras.

Figura 23. Dutos e macroporos formados por raízes mortas decompostas nas áreas estudadas. Nas duas imagens superiores é possível visualizar a recolonização de um dos dutos por outras raízes.

6.1.2. Aspectos da composição da vegetação

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 em nível de espécie, 5 em gênero, um em família e um indeterminado (tabela 5). 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 (tabela 6).

As espécies amostradas puderam ser enquadradas em categorias sucessionais com base em referências de literatura especializada e seguem critérios tais como relação à dependência de luz e longevidade:

Pioneiras - espécies cuja germinação, crescimento e sobrevivência dependem de condições de maior luminosidade. Ocorrem preferencialmente em clareiras, nas bordas de florestas, ou em locais abertos, não ocorrendo em sub-bosques (GANDOLFI, 1991) ou sendo pouco freqüentes no sub-bosque (MARCHIORI, 2012);

Secundárias iniciais – podem se desenvolver em condições de maior luminosidade como clareiras pequenas, bordas de clareiras maiores ou bordas de florestas. Também são encontradas em condições de menor sombreamento, no sub-bosque, porém ausentes quando a sombra é muito densa (GANDOLFI, 1991; MARCHIORI, 2012). Podem ser componentes do dossel de antigas clareiras devido à longevidade de algumas espécies (MARCHIORI, 2012);

Secundárias tardias – espécies que conseguem se desenvolver no sub-bosque, podendo permanecer toda sua vida ou então alcançar o dossel florestal ou até mesmo a condição de emergente (GANDOLFI, 1991; MARCHIORI, 2012).

Tabela 5. Listagem de espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) amostradas na floresta de 20 anos e seus respectivos grupos ecológicos. NC – não caracterizado por falta de informações.

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	N. indivíduos	Categoria Sucessional
ARALIACEAE		
Schefflera sp.	1	NC
ERYTHROXYLACEAE		
Erythroxylum sp.	19	NC
EUPHORBIACAE		
Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.	5	Pioneira[1]
FABACEAE		
Dalbergia brasiliensis Vogel	4	Sec. Tardia[1]
Senegalia polyphylla (DC.) Britton & Rose	2	Sec. Inicial[5]
LAURACEAE		
Nectandra membranacea (Sw.) Griseb.	2	Sec. Tardia[4]
Ocotea sp.	1	NC
MELASTOMATACEAE		
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin	1	Pioneira[4]
Miconia sp.	3	NC
Tibouchina granulosa (Desr.) Cogn.	1	Pioneira[3]
MELIACEAE		
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	8	Sec. Inicial[1]
MYRTACEAE		
Myrcia anacardiifolia Gardner	4	Sec. Inicial[7]
Myrcia splendens (Sw.) DC.	23	Pioneira[1]
Psidium rufum Mart. ex DC.	1	Sec. Tardia[8]
Myrtaceae sp.	1	NC
PERACEAE		
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	3	Sec. Inicial[6]
PRIMULACEAE		
Myrsine umbellata Mart.	9	Sec. Inicial[1]
PROTEACEAE		
Roupala brasiliensis Klotzsch	1	Sec. Tardia[1]
RUBIACEAE		
Faramea sp.	1	NC
Psychotria velloziana Benth	159	Sec. Tardia[8]
SALICACEAE		
Casearia lasiophylla Eichler	4	Sec. Inicial[7]
Casearia sylvestris Sw.	2	Pioneira[1]
SAPINDACEAE		
Allophylus sericeus (Cambess.) Radlk.	1	Sec. Inicial[9]
Cupania vernalis Cambess.	2	Sec. Inicial[1]
Matayba marginata Radlk.	2	Sec. Tardia[13]
SIMAROUBACEAE		
Simarouba amara Aubl.	2	Sec. Inicial[10]
indeterminada 4	1	NC

Tabela 6. Listagem de espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) amostradas na floresta de 50 anos e seus respectivos grupos ecológicos. NC – não caracterizado por falta de informações.

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	N. indivíduos	Grupo ecológico
ANNONACEAE		
Annona dolabripetala Raddi	1	Sec. Inicial[4]
Annona sericea Dunal	2	Sec. Tardia[16]
ASTERACEAE		
Dasyphyllum cf. *brasiliense* (Spreng.) Cabrera	5	Pioneira[14]
CLETHRACEAE		
Clethra scabra Pers.	1	Sec. Inicial[1]
CUNONIACEAE		
Lamanonia ternata Vell.	2	Sec. Inicial[1]
ELAEOCARPACEAE		
Sloanea garckeana K. Schum	1	Sec. Tardia[4]
EUPHORBIACEAE		
Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.	4	Pioneira[1]
Croton floribundus Spreng.	5	Pioneira[1]
Sapium glandulatum (Vell.) Pax	1	Pioneira[1]
FABACEAE		
Dalbergia brasiliensis Vogel	2	Sec. Tardia[1]
Inga vera Willd.	7	Pioneira[8]
Mimosoideae sp.1	1	NC
Senna multijuga (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	3	Pioneira[4]
LAURACEAE		
Aiouea cf. *saligna* Meisn.	2	Sec. Tardia[15]
Ocotea glaziovii Mez	1	Sec. Tardia[4]
Persea cf. *major* (Meisn.) L.E.Kopp	1	Pioneira[11]
MELASTOMATACEAE		
Tibouchina granulosa (Desr.) Cogn.	3	Pioneira[3]
MORACEAE		
Sorocea sp.	1	NC
MYRTACEAE		
Myrcia splendens (Sw.) DC.	34	Pioneira[1]
Psidium rufum Mart. ex DC.	2	Sec. Tardia[8]
PHYTOLACACEAE		
Seguieria langsdorffii Moq.	5	Pioneira[2]
PRIMULACEAE		
Myrsine umbellata Mart.	6	Sec. Inicial[1]
Myrsine coriacea (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schult.	4	Sec. Inicial[1]
PROTEACEAE		
Roupala brasiliensis Klotzsch	1	Sec. Tardia[1]
RUBIACEAE		
Bathysa australis (A. St.-Hil.) K. Schum.	1	Sec. Inicial[6]
Psychotria nuda (Cham.& Schltdl) Wawra	4	Sec. Tardia[4]
Psychotria vellosiana Benth.	4	Sec. Tardia[8]
SALICACEAE		
Casearia lasiophylla Eichler	2	Sec. Inicial[7]
Casearia sylvestris Sw.	4	Pioneira[1]
SOLANACEAE		

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	N. indivíduos	Grupo ecológico
Solanum argenteum Blanchet ex Dunal	1	Pioneira[1]
STYRACACEAE		
Styrax acuminatus Pohl	1	Sec. Inicial[7]
THEACEAE		
Laplacea fructicosa (Schrad.) Kobuski	1	Sec. Tardia[12]
URTICACEAE		
Cecropia hololeuca Miq.	2	Pioneira[1]
VERBENACEAE		
Cytharexyllum myrianthum Cham.	3	Pioneira[1]
Indeterminada 1	1	NC
Indeterminada 2	1	NC
Indeterminada 3	1	NC

[1]Gandolfi (1991); [2]Costa e Mantovani (1995); [3]Tabareli e Mantovani (1999); [4]Oliveira (1999); [5]Araújo-Neto *et al.* (2002); [6]Schorn e Galvão (2006); [7]Adenesky Filho (2014); [8]Reis (2007); [9]Matos *et al.* (2007); [10]Oliveira *et al.* (2011); [11]Hardt *et al.* (2006); [12]Sawczuk *et al.* (2011); [13]Campos (2012); [14]Corrêa (2011); [15]Sobrinho *et al.* (2008); [16]Silva *et al.* (2003).

Foram encontradas dez espécies em comum em ambas as áreas, sendo elas: *Alchornea triplinervia*, *Casearia lasiophylla, Casearia sylvestris, Dalbergia brasiliensis, Myrcia splendens, Myrsine umbellata, Psidium rufum, Psychotria velloziana, Roupala brasiliensis* e *Tibouchina granulosa.* O índice de Sorensen (1948 *apud* DURIGAN, 2009), calculado para verificar a semelhança florística entre as comunidades, 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.

A distribuição de espécies por estágio sucessional pode ser visualizada a partir do gráfico da figura 24. Ambas as áreas são dominadas por pioneiras e secundárias iniciais, havendo uma inversão na porcentagem dessas categorias nas duas áreas. De maneira geral, com base nesses parâmetros, as áreas são bastante parecidas, com aproximadamente 70% das espécies demandantes de luz e características de estágios iniciais de sucessão. Em floresta secundária montana de aproximadamente 50 anos no Parque Estadual da Serra do Mar (SP), Marchiori (2012) encontrou alto número de indivíduos (abundância) inseridos na categoria de espécies secundárias iniciais, porém maior número de espécies secundárias tardias (riqueza), 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 das 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 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.

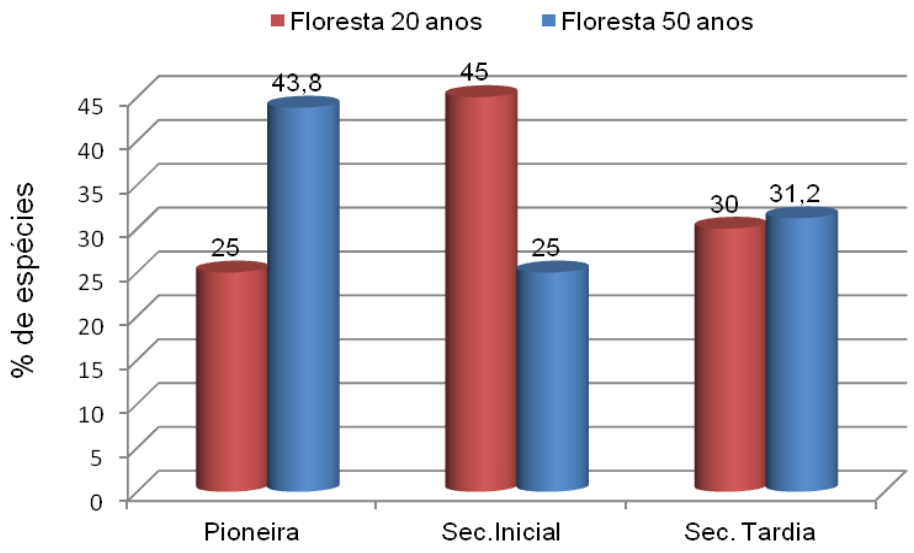

Figura 24. Porcentagem de espécies por categoria sucessional.

É importante ressaltar que os grupos ecológicos são aproximações com forte componente subjetivo, baseadas no comportamento das espécies no processo de cicatrização de clareiras, 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. A substituição de espécies de grupos ecológicos mais avançados demonstra-se lenta nessas 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) (figura 25) 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 (figura 24) e em riqueza de espécies, Fabaceae (4), Euphorbiaceae (3), Lauraceae (3) e Rubiaceae (3) (figura 25).

Das principais famílias encontradas por Pessoa *et al.* (1997) em floresta secundária montana de 30 anos em Macaé de Cima (RJ), oito famílias perfazem 74,88% de todos os indivíduos amostrados, as 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).

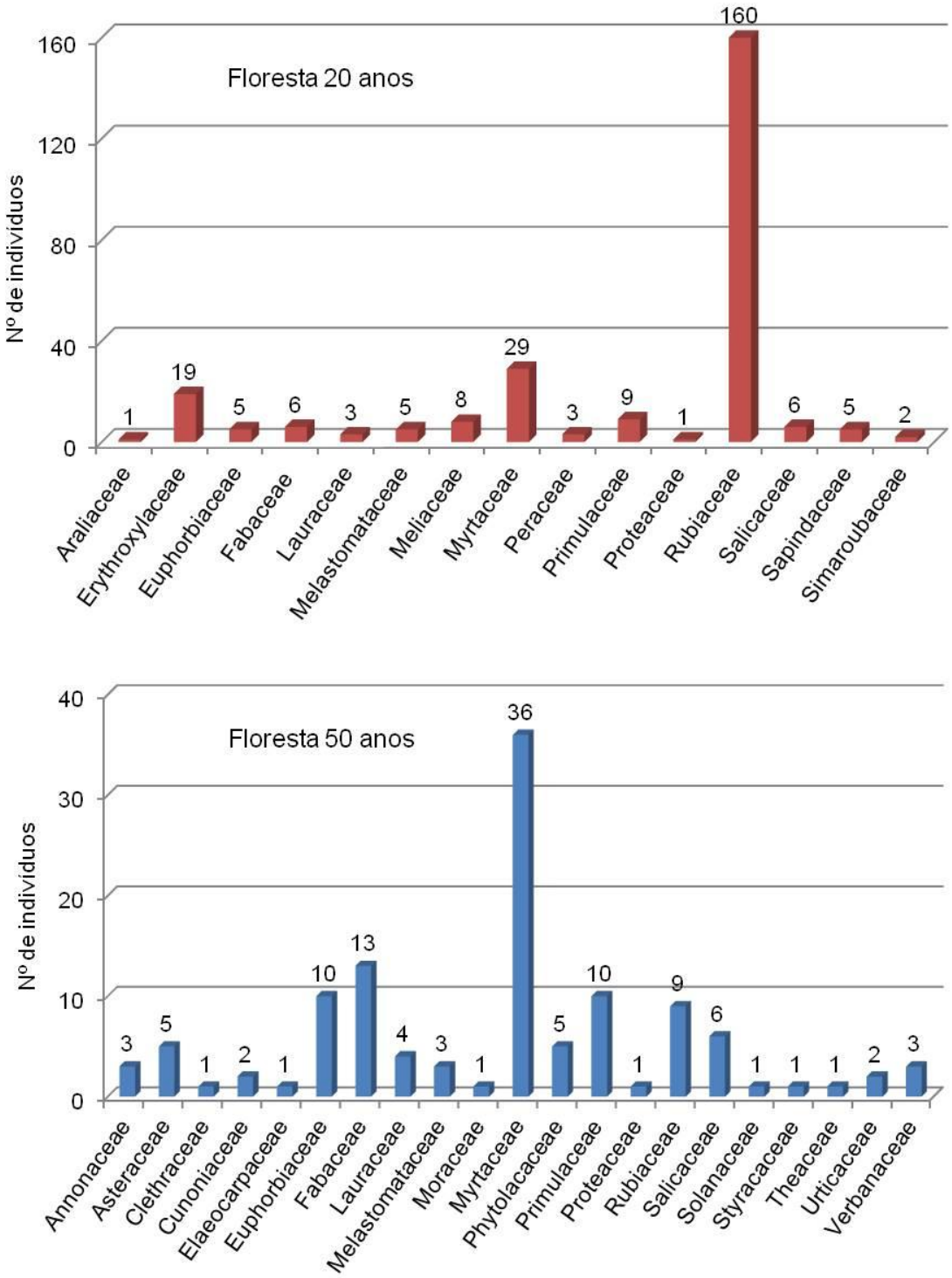

Figura 25. Número de indivíduos por famílias nas áreas de estudo.

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 acima citados, ao contrário do que se apresenta aqui, foi encontrada elevada riqueza (número de espécies) e abundância (número de indivíduos) das 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 a *Psychotria velloziana*, com 159 indivíduos, dominância relativa (DoR) de 40,7% e perfazendo metade do valor de cobertura (VC = 101,1) (tabela 7). 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 velloziana*, 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 da *P. velloziana*, 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.

A espécie amostrada mais abundante na área de 50 anos foi a *Myrsia 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, conforme representado pela tabela 8. Esta é outra espécie 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 menos representatividade.

Na floresta de 50 anos, pode-se perceber que 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.

Tabela 7. Espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) em ordem decrescente de VC e os respectivos parâmetros fitossociológicos analisados nesse estudo – Floresta 20 anos.

Espécie	**N.IND**	**D.R**	**AB sp**	**DoR**	**VC**
Psychotria velloziana Benth	159	60,456	0,6	40,7	101,1
Erythroxylum sp.	19	7,224	0,1	8,4	15,7
Myrcia splendens (Sw.) DC.	23	8,745	0,1	6,4	15,1
Myrsine umbellata Mart.	9	3,422	0,1	6,8	10,2
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	8	3,042	0,1	7,0	10,0
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	3	1,141	0,1	7,7	8,8
Simarouba amara Aubl.	2	0,760	0,1	4,5	5,3
Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.	5	1,901	0,0	2,4	4,3
Dalbergia brasiliensis Vogel	4	1,521	0,0	2,7	4,2
Casearia lasiophylla Eichler	4	1,521	0,0	2,5	4,0
Myrcia anacardiifolia Gardner	4	1,521	0,0	1,4	2,9
Roupala brasiliensis Klotzsch	1	0,380	0,0	2,5	2,8
Senegalia polyphylla (DC.) Britton & Rose	2	0,760	0,0	1,4	2,2
Miconia sp.	3	1,141	0,0	0,6	1,7
Cupania vernalis Cambess.	2	0,760	0,0	0,7	1,5
Casearia sylvestris Sw.	2	0,760	0,0	0,5	1,3
Matayba marginata Radlk.	2	0,760	0,0	0,5	1,3
Nectandra membranacea (Sw.) Griseb.	2	0,760	0,0	0,5	1,3
Faramea sp.	1	0,380	0,0	0,4	0,7
Myrtaceae sp.	1	0,380	0,0	0,4	0,7
Psidium rufum Mart. ex DC.	1	0,380	0,0	0,4	0,7
Tibouchina granulosa (Desr.) Cogn.	1	0,380	0,0	0,4	0,7
Allophylus sericeus (Cambess.) Radlk.	1	0,380	0,0	0,3	0,7
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin	1	0,380	0,0	0,3	0,7
Ocotea sp.	1	0,380	0,0	0,3	0,7
Schefflera sp.	1	0,380	0,0	0,2	0,6
indeterminada 4	1	0,380	0,0	0,2	0,5

Tabela 8. Espécies arbóreas (PAP ≥ 15 cm) em ordem decrescente de VC e os respectivos parâmetros fitossociológicos analisados nesse estudo – Floresta 50 anos.

Espécie	**N.IND**	**D.R**	**AB sp**	**DoR**	**VC**
Myrcia splendens (Sw.) DC.	34	28,1	0,410	22,4	50,5
Dasyphyllum cf. *brasiliense* (Spreng.) Cabrera	5	4,1	0,196	10,7	14,8
Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.	4	3,3	0,099	5,4	8,7
Senna multijuga (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	3	2,5	0,108	5,9	8,4
Inga vera Willd.	7	5,8	0,045	2,4	8,2
Cecropia sp.	2	1,7	0,111	6,1	7,7
Croton floribundus Spreng.	5	4,1	0,057	3,1	7,3
Seguieria langsdorffii Moq.	5	4,1	0,052	2,9	7,0

Myrsine umbellata Mart.	6	5,0	0,036	1,9	6,9
Myrsine coriacea (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schult.	4	3,3	0,061	3,3	6,6
Psychotria vellosiana Benth.	4	3,3	0,038	2,1	5,4
Lamanonia ternata Vell.	2	1,7	0,068	3,7	5,4
Casearia sylvestris Sw.	4	3,3	0,030	1,6	4,9
Annona dolabripetala Raddi	1	0,8	0,074	4,0	4,9
Annona sericea Dunal	2	1,7	0,052	2,9	4,5
Psychotria nuda (Cham.& Schltdl) Wawra	4	3,3	0,022	1,2	4,5
Sapium glandulatum (Vell.) Pax	1	0,8	0,066	3,6	4,4
Citharexylum myrianthum Cham.	3	2,5	0,032	1,8	4,2
Sloanea garckeana K. Schum	1	0,8	0,051	2,8	3,6
Tibouchina granulosa (Desr.) Cogn.	3	2,5	0,012	0,6	3,1
indeterminada 2	1	0,8	0,038	2,1	2,9
Aiouea cf.*saligna* Meisn.	2	1,7	0,017	0,9	2,6
Mimosoide sp.1	1	0,8	0,026	1,4	2,2
*Styrax acuminatu*s Pohl	1	0,8	0,023	1,3	2,1
Casearia lasiophylla Eichler	2	1,7	0,008	0,4	2,1
Psidium rufum Mart. ex DC.	2	1,7	0,008	0,4	2,1
Dalbergia brasiliensis Vogel	2	1,7	0,007	0,4	2,0
indeterminada 1	1	0,8	0,022	1,2	2,0
Bathysa australis (A. St.-Hil.) K. Schum.	1	0,8	0,012	0,7	1,5
Ocotea glaziovii Mez	1	0,8	0,012	0,6	1,5
indeterminada 3	1	0,8	0,008	0,4	1,3
Roupala brasiliensis Klotzsch	1	0,8	0,008	0,4	1,3
Persea cf. *major* (Meisn.) L.E.Kopp	1	0,8	0,008	0,4	1,2
Solanum argenteum Blanchet ex Dunal	1	0,8	0,007	0,4	1,2
Laplacea fructicosa (Schrad.) Kobuski	1	0,8	0,005	0,3	1,1
Clethra scabra Pers.	1	0,8	0,003	0,1	1,0
Sorocea sp.1	1	0,8	0,002	0,1	0,9

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 (tabela 9), 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 9.

Tabela 9. Índice de diversidade de Shannon-Wiever (H´) em florestas montanas de domínio Atlântico.

Local	**Idade da vegetação**	**H´**	**Fonte**
Parque Estadual da Serra do Mar (SP)	10 anos	1,16	Tabarelli e Mantovani (1999)
	18 anos	3,07	
	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 *et al.* (1997)
Macaé de Cima (RJ)	Madura	4,05	Guedes-Bruni *et al.* (1997)
Nova Friburgo (RJ)	20 anos	1,75	Presente estudo
	50 anos	3,01	

Um importante aspecto a ser ressaltado no caso do presente estudo são os efeitos da fragmentação. Já foram assinalados os efeitos da fragmentação na presença de grupos sucessionais pioneiros e secundários iniciais, porém, segundo Tonhasca (2005), o efeito mais evidente da fragmentação é a redução do número de espécies, devido à 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.

6.2 Análise dos sistemas radiculares

6.2.1. Biomassa

A biomassa total de raízes grossas coletadas na área de 20 e de 50 anos, independente de diâmetro e profundidade, foi de 4225,5g/m³ e 2015,5g/m³ respectivamente. A maior densidade de raízes grossas na trincheira do fragmento de 20 anos (figura 26) foi devido 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 (figura 27). Este fato fica evidenciado pela contribuição percentual da biomassa das classes de diâmetro de 20-50 mm e >50 mm somadas na biomassa total (65%), porcentagem essa atingida pelas classes de 5-10 mm e 10-20 mm na floresta de 50 anos (tabela 10).

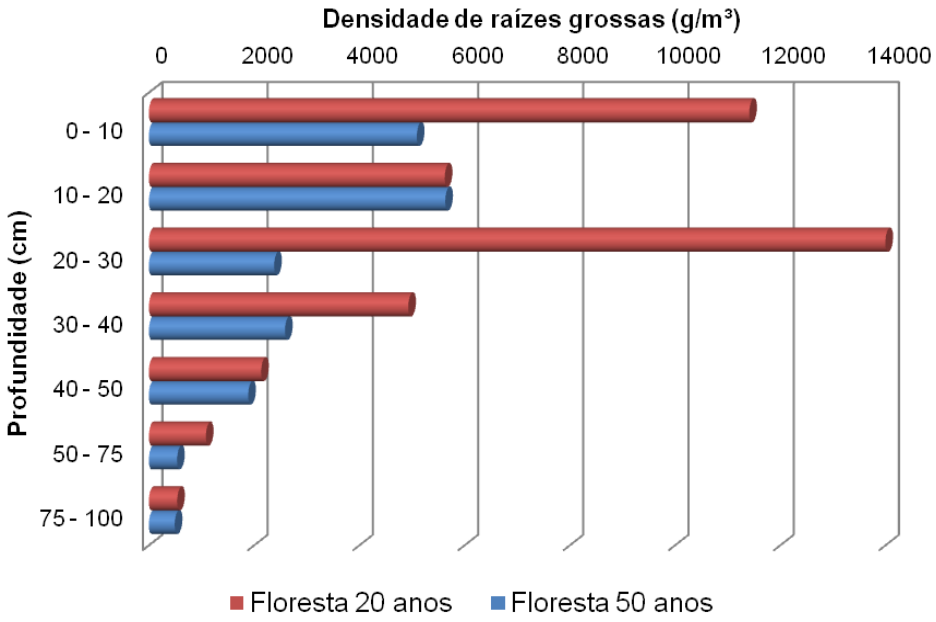

Figura 26. Distribuição vertical da densidade de raízes grossas (>2mm) nas florestas de 20 e 50 anos.

Figura 27. Raízes grossas a 30 cm de profundidade na trincheira da área de floresta de 20 anos. Quadrícula de malha de 20 cm. As raízes foram pintadas com jet de tinta spray verde para facilitar a visualização.

Tabela 10. Biomassa (g) total de raízes por classes de diâmetro (mm) e contribuição percentual (em parêntesis).

Classes de diâmetro (mm)	2-5	5-10	10-20	20-50	>50	Total
Floresta 20 anos	285,9 (7)	539,1 (13)	651,6 (15)	1577,9 (37)	1171 (28)	4225,5
Floresta 50 anos	324,3 (16)	506,2 (25)	805,0 (40)	312,9 (16)	67,1 (3)	2015,5

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) (tabela 9). Isso se deve provelmente 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 (tabela 11), 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 latidudinal 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.*, 1987) (tabela 11). 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.

Na tabela 11 é possível observar as diferenças metodológicas utilizadas em estudos de biomassa radicular, que variam nas classes de diâmetro consideradas, profundidade, tipo de amostragem e ordens de medidas (g/m² ou g/m³). Apesar dessas diferenças, nota-se que a biomassa radicular pode chegar a 7220 g/m² (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.

Tabela 11. Valores de biomassa de raízes em diferentes regiões com utilização de diferentes metodologias.

Local	Tipo de vegetação	Classes de diâmetro (mm)	Profundidade máx. (cm)	Biomassa total	Densidade (ind/ha)	Área Basal	Método de Amostragem	Fonte
Costa Rica	Floresta tropical úmida baixo montana	<1 ; 1-2 ; 2-5 ; >5	85 / 180	1550 gm^{-2} (encosta) 7220 gm^{-2} (área plana)	150 (>10 DAP)	n/d	4 trincheiras (1m²) 0-85 cm (3) 0-180 cm (1)	Vance & Nadkarni (1991)
China	Floresta ombrófila	<1 ; 1-2 ; 2-5 ; 5-10	60				Amostras cilíndricas de solo (0,19m de diâmetro x 0,15m)	Genet *et al.* (2010)
	5 anos de regeneração			1087 gm^{-3}	7269	7,46	(75)	
	20 anos de regeneração			2253 gm^{-3}	2963	29	(68)	
Costa Rica	Floresta tropical úmida avançada	<1 ; 1-2 ; 2-5 ; >5	20				Amostras cilíndricas de solo (0,08m de diâmetro x 0,20m)	Ostertag (1998)
	Clareiras (2-18 meses)			980 gm^{-2}	n/d	n/d		
	Sub-bosques			1026 gm^{-2}				
Indonésia	Floresta tropical pluvial	<2 ; 2-5 ; 5-10	10^1 - 20^2				Amostras cilíndricas de solo (0,043m de diâmetro x 0,10 e 0,20m)	Brearley (2011)
	14 anos			920^1 - 1500^2 gm^{-2}	1690	25,6		
	31 anos			750^1 - 950^2 gm^{-2}	581	24		
	Avançada			880^1 – 1380^2 gm^{-2}	632	32,5		
Brasil	Floresta ombrófila densa	2-5 ; 5-10 ; 10-20 ; 20-50 ; >50	100				2 Trincheiras (1m³) (uma em cada área)	Presente estudo
	20 anos			4225,5 gm^{-3}	5033	26,9		
	50 anos			2015,5 gm^{-3}	2200	31,6		

n/d - não disponível

Saldarriaga *et al.* (1986) analisaram a biomassa de raízes em florestas secundárias de 11, 20, 35, 60 e 80 anos após distúrbios comparando-as com floresta avançada. A biomassa de raízes variou de 688 g/m² (11 anos) e 3866 g/m² (floresta madura), sendo que o maior valor encontrado foi na floresta de 60 anos (4201 g/m²) até 70 cm de profundidade. A porcentagem de biomassa de raízes > 20 mm variou de 0 a 59% do valor total, sendo os menores valores nas florestas de 11 e 20 anos e maiores nas florestas de 60 anos e madura. As parcelas localizadas nas áreas de florestas secundárias tiveram de 17 a 55% da biomassa abaixo do solo quando comparadas à floresta madura (SALDARRIAGA *et al.*, 1986).

Em relação à biomassa por profundidade encontrada nesse estudo (tabela 12), mais de 80% das raízes se concentraram nos primeiros 50 cm do solo em ambas as áreas, sendo 90% na área de 20 anos e 87% na área de 50 anos, corroborando com Stokes *et al.* (2009) que afirmam que o desenvolvimento radicular muda significantemente com a profundidade, sendo que em geral, mais de 80% das raízes localizam-se nos primeiros 40-50 cm do solo.

Tabela 12. Biomassa (g) total de raízes por profundidade (cm) e contribuição percentual (em parêntesis).

Profundidade (cm)	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-75	75-100	Total
Floresta 20 anos	1141,2 (27)	562,5 (13)	1409,5 (33)	493,1 (12)	213,5 (5)	271,1 (6)	134,6 (3)	4225,5
Floresta 50 anos	509,4 (25)	563,4 (28)	238,1 (12)	258,8 (13)	188,8 (9)	134,1 (7)	122,9 (6)	2015,5

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 à 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 (tabela 13). 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 respectivamente) 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 (tabela 13). Em Genet *et.al* (2010) 55% das raízes nas classes de 2-5 e 5-10 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.

Com base nos gráficos das figuras 28 e 29 é possível visualizar a distribuição mais equilibrada da biomassa acumulada das raízes das diferentes classes por profundidade na floresta de 50 anos. Nas três classes de menores diâmetros o acúmulo de biomassa das raízes na floresta de 50 anos segue praticamente o mesmo padrão até os 30 cm de profundidade, enquanto que na floresta de 20 anos a distribuição da biomassa por classe de diâmetro em profundidade tem uma variação maior. Observa-se também que aos 75 cm de profundidade, todas as classes de raízes da floresta de 20 anos ultrapassam os 90% de biomassa acumulada, ao passo que na floresta de 50 anos, as classes de 2-5 mm e 5-10 mm compõem nessa profundidade 90% e 84% da biomassa acumulada respectivamente.

Tabela 13. 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.

Profundidade (cm)	**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
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

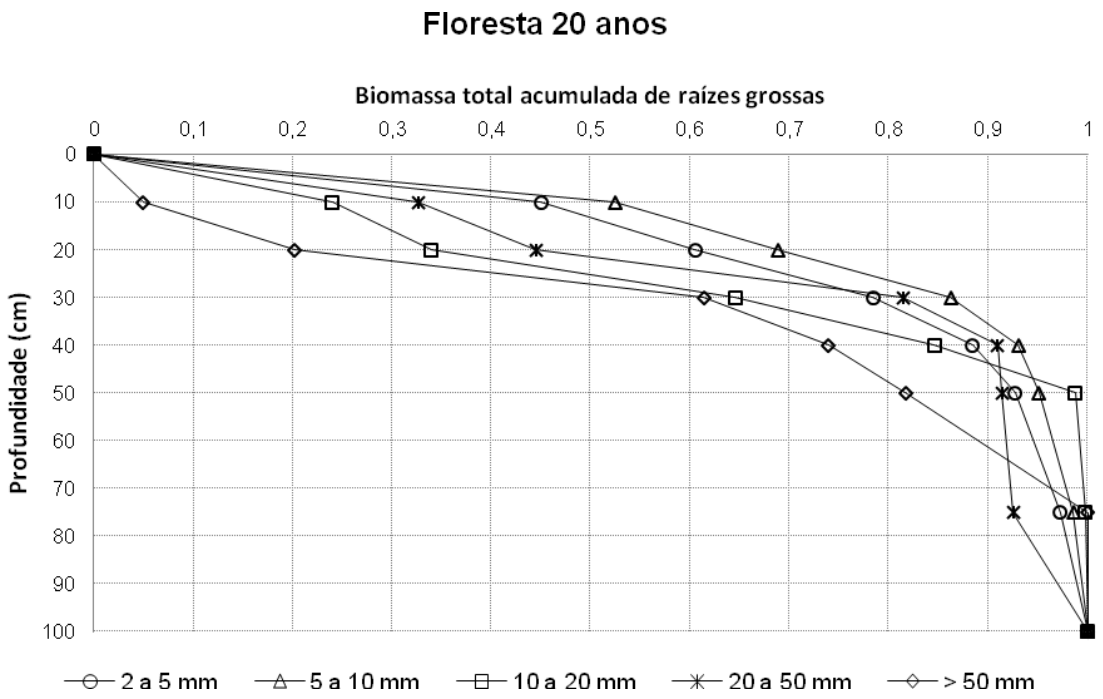

Figura 28. Distribuição da biomassa total acumulada de raízes grossas por classes de diâmetro em profundidade na floresta de 20 anos.

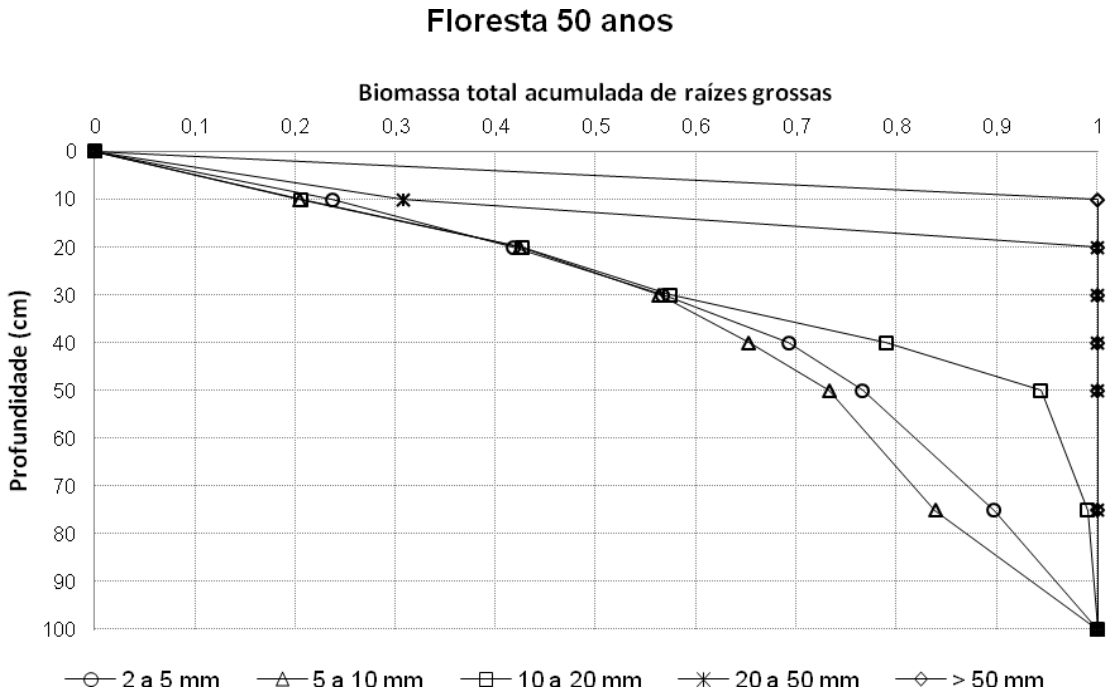

Figura 29. Distribuição da biomassa total acumulada de raízes grossas por classes de diâmetro em profundidade na floresta de 50 anos.

6.2.2 Comprimento total e Densidade de Comprimento de Raízes (DCR)

O comprimento total de raízes encontradas nas trincheiras foi de 95,4m/m^3 no fragmento de 20 anos e de 153,2m/m^3 no fragmento de 50 anos. Com base nos gráficos da figura 30, verifica-se que o comprimento total das raízes grossas só foi maior na floresta de 20 anos na profundidade de 0 – 10 cm. Em todas as outras profundidades, a floresta de 50 anos apresentou maior comprimento total de raízes.

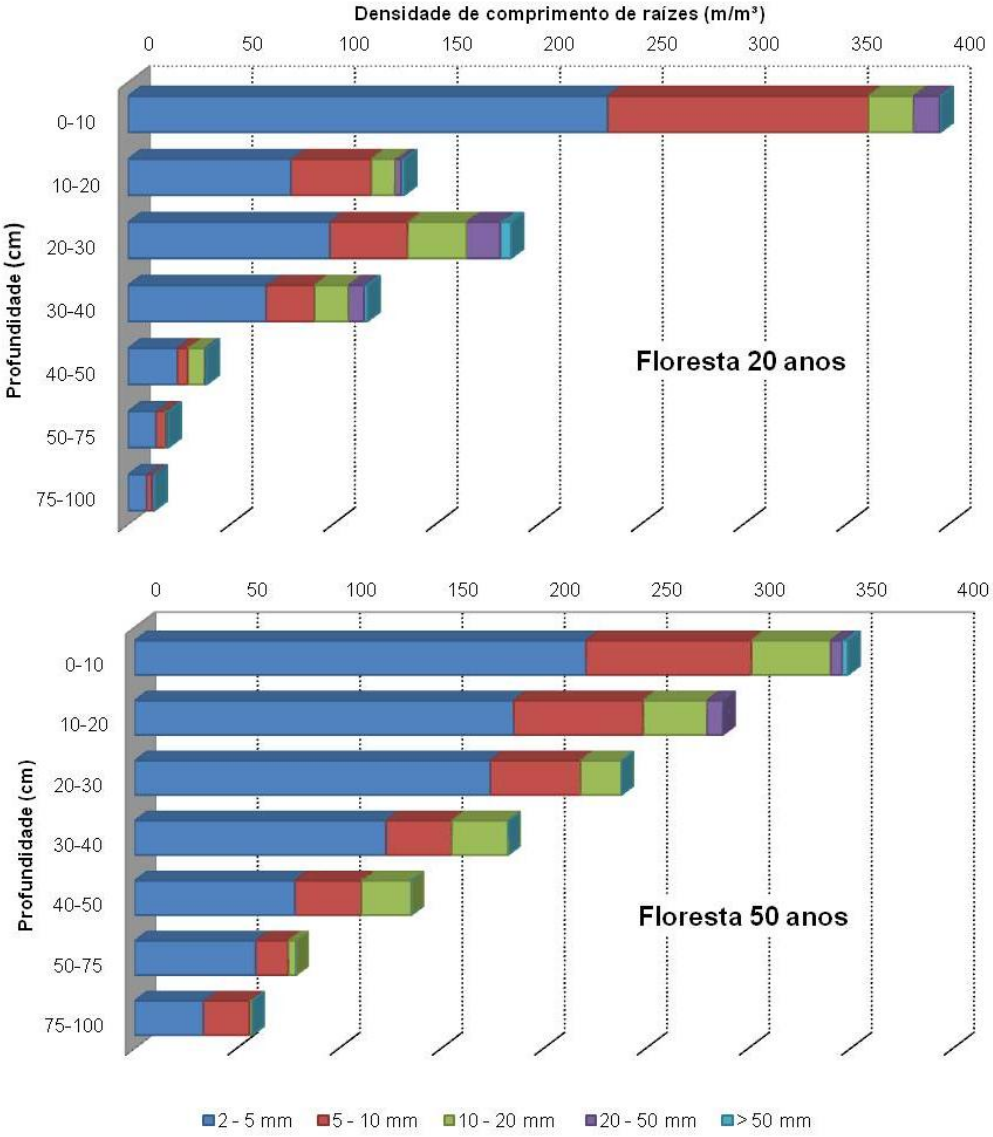

Figura 30. Comprimento total das raízes grossas nas áreas de estudo.

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 14). Isso se deve ao fato de que na área de 50 anos foram encontradas poucas raízes de diâmetro superior a 20 mm (tabela 13), o que já foi discutido previamente.

Tabela 14. Comprimento (m) total de raízes grossas (>2mm) por classes de diâmetro e contribuição percentual (em parêntesis).

Classes de diâmetro		2-5mm	5-10mm	10-20mm	20-50mm	>50mm	total
Comprimento (m)	**Floresta 20 anos**	55,96 (59)	24,95 (26)	8,93 (9)	4,34 (5)	1,19 (1)	95,37
	Floresta 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 14), o que foi igualmente observado nos dados coletados por Ostertag (1998) em raízes de classes entre <1 mm e >5 mm (tabela 11). Enquanto na floresta de 20 anos 76% do comprimento total de raízes está nos 30 primeiros cm do solo, esse percentual é atingido nos 50 cm na floresta de 50 anos (79%) (tabela 15, figura 31). Chama atenção também os primeiros 10 cm do solo, que na floresta de 20 anos está localizado 42% do comprimento total das raízes, ao passo que na floresta de 50 anos essa porcentagem cai pela metade (23%).

Tabela 15. Comprimento (m) total de raízes grossas (>2mm) por profundidade e contribuição percentual (em parêntesis).

Profundidade		0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-75	75-100	total
Comprimento	**Floresta 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
	Floresta 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

Com base no gráfico da figura 30, observa-se que em todas as profundidades, o valor acumulado do comprimento de raízes na floresta de 50 anos é menor do que o valor da floresta de 20 anos, demonstrando uma distribuição mais equilibrada ao longo do perfil, assim como foi observado em relação à biomassa. O comprimento total das raízes na floresta de 50 anos acumula-se em uma ordem de aproximadamente 20% a 10% na medida em que se avança em profundidade, enquanto que na floresta de 20 anos há uma variabilidade maior dessa distribuição em profundidade.

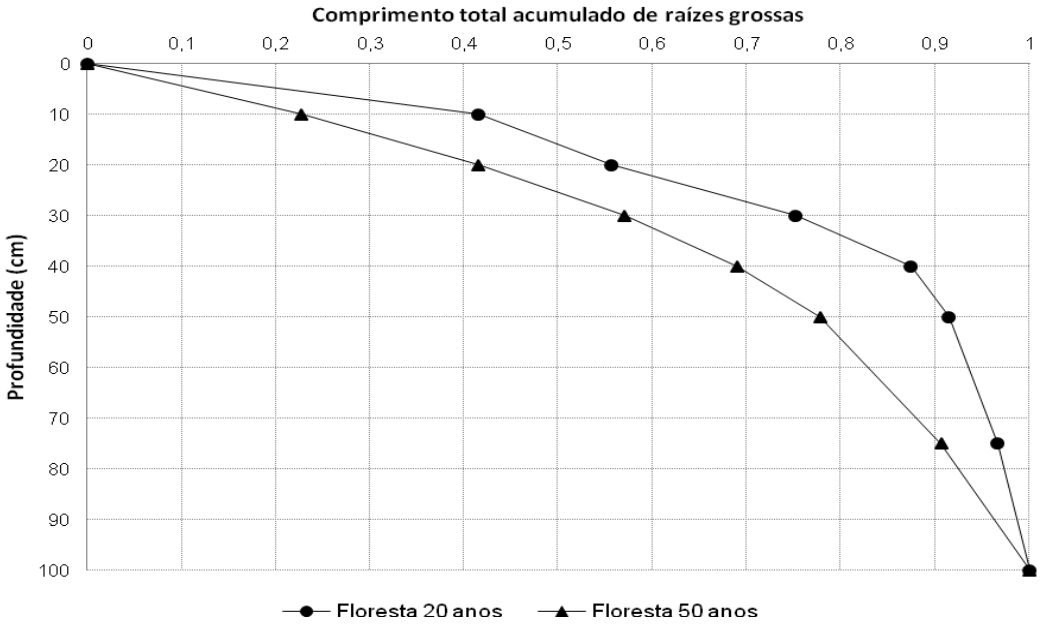

Figura 31. Comprimento total acumulado de raízes grossas (>2mm) nas florestas de 20 e 50 anos.

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 demonstram 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 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.

6.2.3 Raízes finas

A densidade total média de raízes finas nas áreas de 20 e 50 anos foi de 6545,96 g/m³ e 6234,83 g/m³ respectivamente. Os valores da floresta de 50 anos

foram superiores em apenas três profundidades (10-15 cm; 30-35 cm e 100-105 cm), porém com poucas diferenças entre as áreas (figura 32; tabela 16). Os altos valores de desvio padrão (tabela 16) demonstram uma grande variabilidade dos dados por amostras e talvez a necessidade de uma amostragem mais ampla.

Hertel *et al.* (2003) encontraram valores de 1571 g/m³, 2988 g/m³ e 1611 g/m³ para florestas em estágio inicial, médio e avançado de sucessão respectivamente nos 10 primeiros centímetros do solo. Até 15 centímetros de profundidade, Genet *et al.* (2010) reportam uma média de 1651 g/m³, que decresceu em profundidade.

A diminuição exponencial da densidade de raízes finas com o aumento da profundidade já foi relatada em outros estudos de raízes finas (JACKSON *et al.* 1996; SALDARRIAGA *et al.*, 1986; GENET *et al.*, 2010), assim como a alta concentração de raízes finas nas camadas superiores do solo (LEUSCHNER *et al.*, 2008; GENET *et al.*, 2010; HERTEL *et al.,* 2003; SALDARRIAGA *et al.*, 1986). A concentração da biomassa de raízes finas até 25 cm de profundidade foi de 75,3% na floresta de 20 anos e 79,2% na floresta de 50 anos. Valores similares foram encontrados por Leuschner *et al.* (2008) para florestas com diferentes estágios de alteração e uma floresta avançada, em que todas concentraram de 70 a 80% da biomassa total nos primeiros 20 cm do solo.

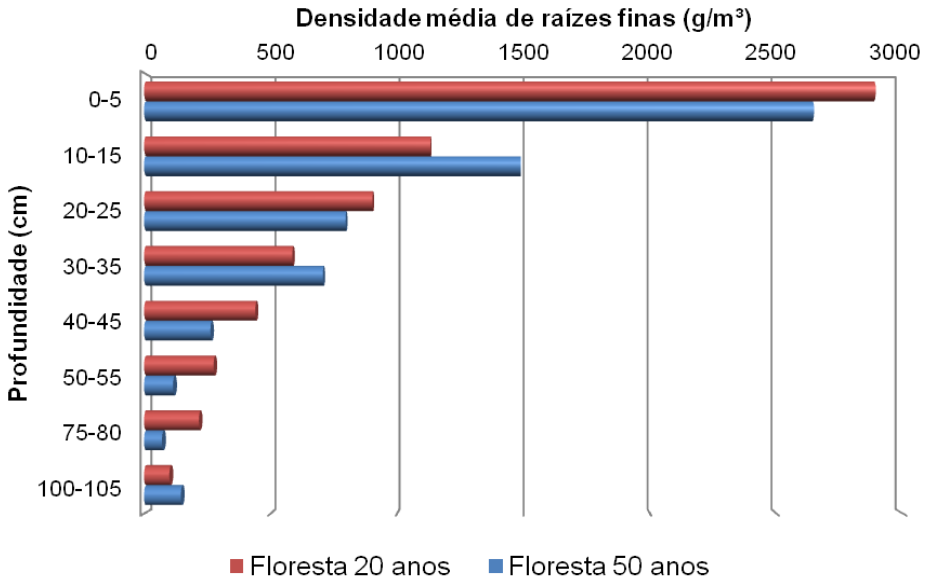

Figura 32. Densidade média de raízes finas nas áres de floresta de 20 e 50 anos.

Tabela 16. Média da densidade de raízes, porcentagem (em parêntesis) e desvio padrão (DP) por profundidade em floresta de 20 e 50 anos.

	Floresta 20 anos		**Floresta 50 anos**	
Profundidade	Média (g/m³)	DP	Média (g/m³)	DP
0-5	2892,40 (44,2)	931,6	2648,41 (42,5)	998,2
10-15	1132,35 (17,3)	529,5	1488,95 (23,9)	1050,8
20-25	902,96 (13,8)	461,4	796,61 (12,8)	248,0
30-35	585,99 (9)	307,1	706,94 (11,3)	417,3
40-45	440,01 (6,7)	250,0	262,76 (4,2)	319,7
50-55	275,27 (4,2)	186,3	114,70 (1,8)	116,8
75-80	216,88 (3,3)	288,6	70,90 (1,1)	46,3
100-105	100,10 (1,5)	137,3	145,56 (2,3)	144,9
Total	6545,96		6234,83	

Berish e Ewel (1988) afirmam que diversos estudos indicaram que um estado constante de biomassa de raízes finas é alcançado com o fechamento do dossel, o que em florestas tropicais costuma ocorrer em menos de 20 anos. Segundo Hertel *et al.* (2003) estudos comparativos demonstraram diferenças pequenas ou negligenciáveis na biomassa de raízes finas em florestas tropicais secundárias e avançadas.

A distribuição de raízes finas é mais comumente associada à disponibilidade de nutrientes no solo do que à idade das florestas (SALDARRIAGA *et al.*, 1986; HERTEL *et.al*, 2003; POWERS & PERÉZ-AVILEZ, 2012; GENET et.al, 2010; BERISH & EWEL, 1987), o que explica a alta concentração de raízes finas nas camadas superiores do solo, onde geralmente está localizada a maior parte de nutrientes e matéria orgânica.

Ostertag (1998) comparou o comprimento de raízes finas em áreas de clareiras e sub-bosques em solos aluviais (mais férteis) e solos residuais (menos férteis) e encontrou o maior comprimento de raízes nos solos residuais em áreas de sub-bosque, enquanto que o menor comprimento foi encontrado em áreas de clareiras em solos aluviais. As raízes finas (<2 mm) compuseram 32% da biomassa total, porém em relação ao comprimento, as raízes de diâmetro inferior a 2 mm atingiram 96% do valor total. Os altos valores de comprimento de raízes finas em solos menos férteis demonstraram uma relação inversa da fertilidade do solo com o recobrimento de raízes (OSTERTAG, 1998; BERISH & EWEL, 1988), o que se apresenta como estratégia do sistema para absorção de nutrientes em áreas onde esses são escassos. Os maiores valores de comprimento total de raízes em áreas

de clareiras em solos residuais em relação aos solos aluviais constitui um importante fator na regeneração dessas áreas. Porém, as áreas de clareiras apresentaram maior umidade do solo e menor comprimento de raízes finas em relação às áreas de sub-bosque, o que pode levar a uma diminuição da absorção de água e nutrientes pelas plantas e aumentar as taxas de perdas de nutrientes por lixiviação (OSTERTAG, 1998). Porém Hertel *et al.* (2003) discutem que a capacidade de absorção das raízes pode estar relacionada com fatores como número de extremidades das raízes e associações micorrízicas.

A relação entre densidade de raízes finas e umidade do solo foi analisada por Green *et al.* (2005), que encontraram uma correlação positiva entre a biomassa de raízes finas com a precipitaçao antecedente total (30 dias), sendo que os valores mais baixos de biomassa foram seguidos do período seco.

Saldarriaga *et al.* (1986) encontraram maior proporção de raízes finas em florestas secundárias do que em floresta avançada até 30 cm de profundidade. Os autores afirmam que em ambientes pobres em nutrientes, as raízes finas cobrem não só os primeiros centímetros do solo em estágios iniciais, mas continuam a penetrar por camadas mais profundas, desenvolvendo um sistema extenso que promove nutrientes para as plantas.

Na floresta de 20 anos foi observado um denso tapete de raízes finas localizado na camada orgânica que recobre o solo (figura 33), o que não foi tão proeminente na floresta de 50 anos. Hertel *et al.* (2003) encontraram quatro vezes mais raízes finas nessa camada orgânica do que nos primeiros centímetros do solo em floresta avançada. Normalmente essa alta densidade de raízes finas na camada orgânica é associada à uma estratégia de exploração de nutrientes quando o solo mineral é pouco fértil permitindo a ciclagem direta dos nutrientes da matéria orgânica contida na serrapilheira (HERTEL *et.al*, 2003). Porém, Sayer *et al.* (2005) demonstraram experimentalmente que o aumento de serrapilheira promove a proliferação de raízes na camada orgânica em solos relativamente férteis, sugerindo que isso seria uma resposta a uma fonte de nutrientes mais prontamente disponível, ao invés de uma adaptação à escassez de nutrientes. A ausência deste tapete de raízes em solos férteis, segundo os autores, é simplesmente uma consequência da falta de horizontes orgânicos persistentes devido às altas taxas de decomposição (SAYER *et al.*, 2005). Com base em observações de campo, essa é uma hipótese que poderia explicar a menor densidade de raízes finas na serrapilheira da floresta

de 50 anos, uma vez que ao longo da abertura da trincheira foram encontradas muitas minhocas no solo (enquanto que na floresta de 20 anos não foi encontrada nenhuma), pressupondo taxas de decomposição maiores.

Figura 33. Tapete de raízes finas na serrapilheira na área de floresta de 20 anos.

6.3 Propriedades Físicas do solo

6.3.1. Granulometria

Os resultados dos ensaios de granulometria demonstraram que em ambas as áreas há predomínio de areia fina, com maiores percentuais na área de 50 anos (figura 34). De maneira geral, as porcentagens de silte foram similares, com um aumento na área de 20 anos em relação à área de 50 anos a partir de 50 cm de profundidade, sendo que na área de 20 anos, a porcentagem de silte aumentou com profundidade. Os valores de areia média foram maiores na área de 50 anos enquanto que os de areia grossa foram maiores na área de 20 anos. Como pode ser observado nos gráficos da figura 34, os percentuais de argila foram nulos para ambas as áreas. Isso se deve à metodologia utilizada nos ensaios que não dispersa as partículas de argila e as mantém agregadas, podendo se comportar como silte ou areia fina (SILVA, 2014). A autora comparou a composição granulométrica em amostras ensaiadas com e sem defloculante e dispersor e constatou que os percentuais que mais sofriam alteração eram os de silte e argila, encontrando igualmente valores nulos para argila em ensaios sem defloculante e dispersor (SILVA, 2014), assim como LEAL (2012).

Com base nas tabelas 17 e 18 é possível observar que os maiores valores de desvio padrão foram para areia fina e média na profundidade de 75 cm na área de floresta de 50 anos, demonstrando uma maior variabilidade entre as amostras. Percebe-se, de maneira geral, que as maiores variações entre amostras se deram nos percentuais de silte e areia fina, talvez por conta das variações no comportamento da argila agregada, conforme mencionado.

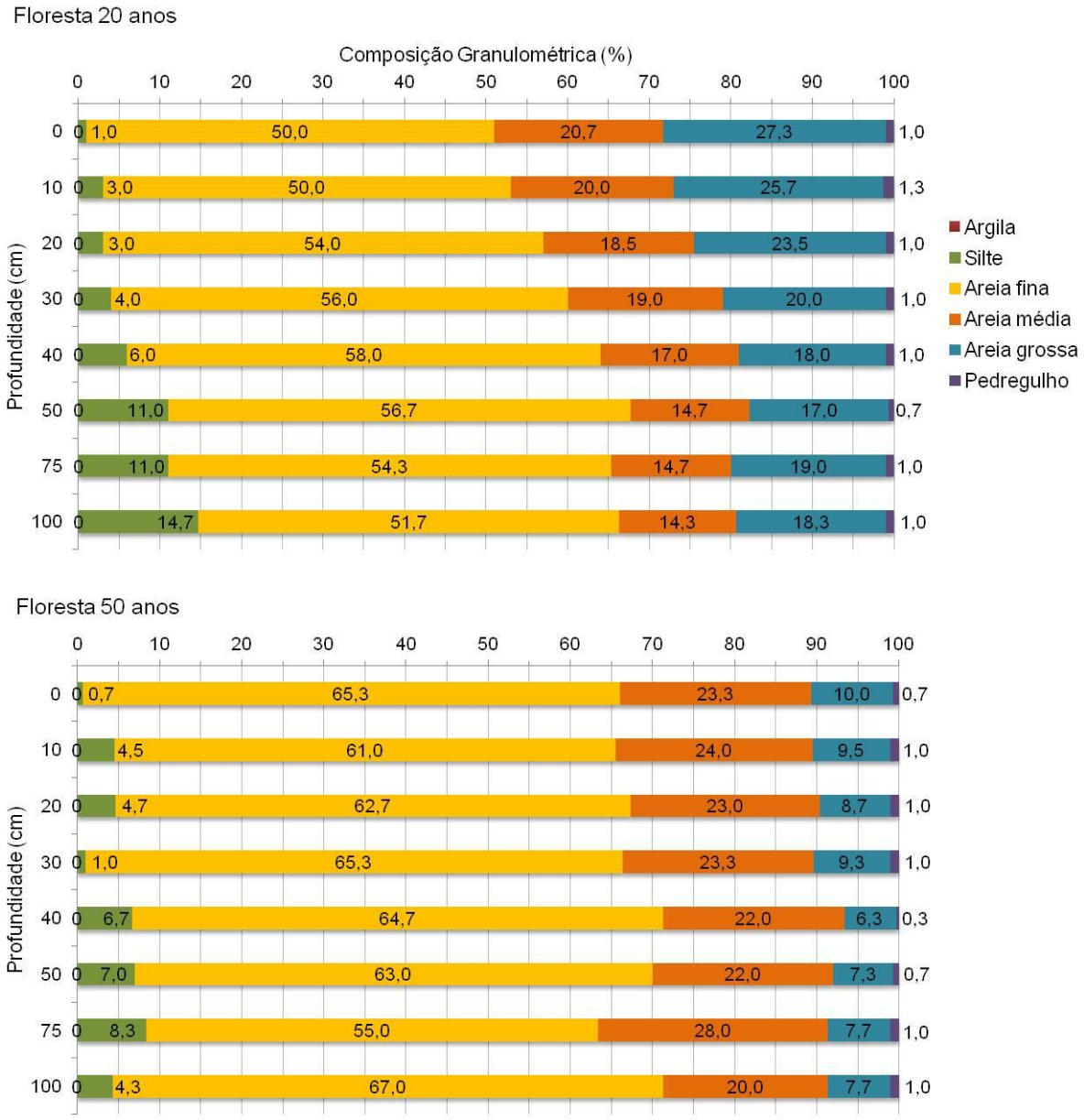

Figura 34. Composição granulométrica média das área de estudo.

Tabela 17. Composição granulométrica das amostras de solo por profundidade da floresta de 20 anos e desvio padrão (DP).

	Argila (%)				Silte (%)				Areia fina (%)				Areia média (%)				Areia grossa (%)				Pedregulho (%)			
Prof. (cm)	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP
0	0	0	0	0	3	0	0	1,73	54	46	50	4	18	23	21	2,52	24	30	28	3,06	1	1	1	0
10	0	0	0	0	5	4	0	2,65	50	49	51	1	17	20	23	3	26	26	25	0,58	2	1	1	0,58
20	0	0	0	0	5	-	1	2,83	57	-	51	4,24	18	-	19	0,71	19	-	28	6,36	1	-	1	0
30	0	0	0	0	7	0	5	3,61	58	60	50	5,29	17	19	21	2	17	20	23	3	1	1	1	0
40	0	0	0	0	5	7	-	1,41	60	56	-	2,83	16	18	-	1,41	18	18	-	0	1	1	-	0
50	0	0	0	0	15	4	14	6,08	52	60	58	4,16	15	17	12	2,52	17	18	16	1	1	1	0	0,58
75	0	0	0	0	13	10	10	1,73	54	56	53	1,53	14	14	16	1,15	18	19	20	1	1	1	1	0
100	0	0	0	0	21	7	16	7,09	46	57	52	5,51	14	15	14	0,58	18	20	17	1,53	1	1	1	0

Tabela 18. Composição granulométrica das amostras de solo por profundidade da floresta de 50 anos e desvio padrão (DP).

	Argila (%)				Silte (%)				Areia fina (%)				Areia média (%)				Areia grossa (%)				Pedregulho (%)			
Prof. (cm)	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP	#1	#2	#3	DP
0	0	0	0	0	1	1	0	0,58	67	66	63	2,08	23	23	24	0,58	9	9	12	1,73	0	1	1	0,58
10	0	0	0	0	1	8	-	4,95	63	59	-	2,83	24	24	-	0	10	9	-	0,71	2	0	-	1,41
20	0	0	0	0	1	6	7	3,21	66	62	60	3,06	23	23	23	0	9	8	9	0,58	1	1	1	0
30	0	0	0	0	1	0	2	1	66	66	64	1,15	23	24	23	0,58	9	9	10	0,58	1	1	1	0
40	0	0	0	0	12	0	8	6,11	59	73	62	7,37	23	21	22	1	6	6	7	0,58	0	0	1	0,58
50	0	0	0	0	5	11	5	3,46	64	59	66	3,61	21	23	22	1	8	7	7	0,58	2	0	0	1,15
75	0	0	0	0	3	10	12	4,73	66	40	59	13,45	22	41	21	11,27	8	8	7	0,58	1	1	1	0
100	0	0	0	0	0	9	4	4,51	71	62	68	4,58	19	21	20	1	9	7	7	1,15	1	1	1	0

6.3.2. Porcentagem de agregados

A porcentagem média dos agregados nas duas áreas de estudo pode ser visualizada a partir dos gráficos da figura 35. Vê-se que enquanto na floresta de 50 anos, em todas as profundidades, a média dos agregados > 2 mm foi superior a 90%, essa porcentagem na floresta de 20 anos só ocorreu nos 10 cm de profundidade. A porcentagem dos agregados maiores na floresta de 20 anos demostrou grande variação por profundidade, não exibindo uma tendência clara.

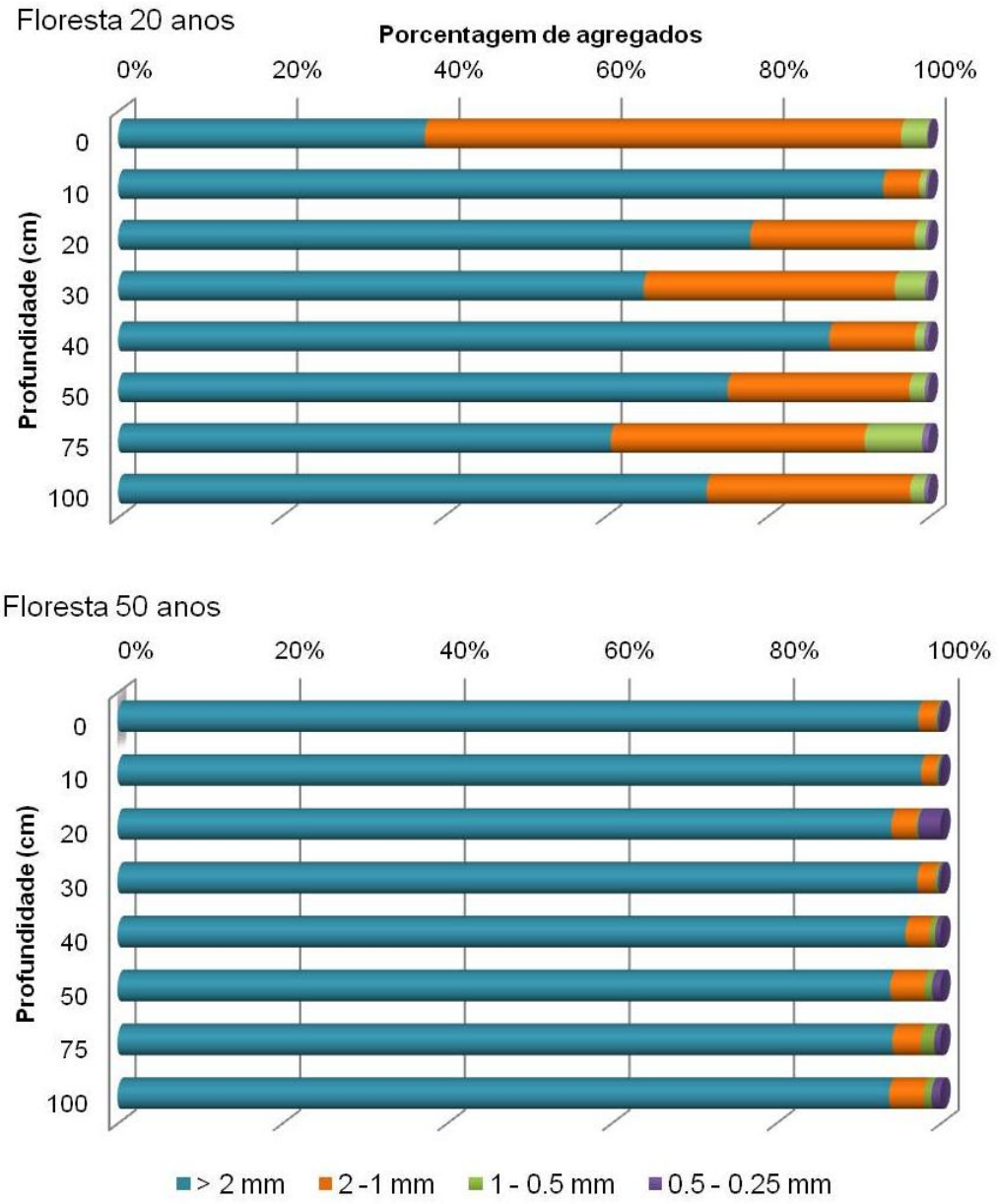

Figura 35. Porcentagem média de agregadados nas áreas de estudo.

Com base na tabela 19, percebe-se que a floresta de 20 anos teve maiores valores de desvio padrão em relação à floresta de 50 anos mostrando também uma grande variabilidade entre as amostras coletadas.

Tabela 19. Porcentagem de agregados por tamanho (média ± DP)

Profundidade	Floresta 20 anos				Floresta 50 anos			
(cm)	**> 2 mm**	**2 -1 mm**	**1 - 0.5 mm**	**0.5 - 0.25 mm**	**> 2 mm**	**2 -1 mm**	**1 - 0.5 mm**	**0.5 - 0.25 mm**
0	37,8 ± 8,5	58,8 ± 7,5	3,2 ± 1,1	0,2 ± 0,2	97,3 ± 1,2	2,1 ± 0,8	0,3 ± 0,2	0,3 ± 0,2
10	94,4 ± 3,8	4,4 ± 3,5	0,9 ± 0,3	0,3 ± 0,3	97,6 ± 0,4	1,80 ± 0,3	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1
20	78,0 ± 26,0	20,3 ± 25,2	1,4 ± 1,0	0,4 ± 0,3	94,0 ± 3,1	3,0 ± 1,9	0,3 ± 0,1	2,7 ± 4,3
30	64,8 ± 22,7	31,0 ± 20,4	3,8 ± 2,5	0,4 ± 0,2	97,2 ± 0,5	2,1 ± 0,4	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1
40	87,7 ± 3,1	10,6 ± 2,6	1,2 ± 0,4	0,5 ± 0,2	95,8 ± 1,9	2,9 ± 1,6	0,7 ± 0,3	0,6 ± 0,2
50	75,2 ± 19,2	22,4 ± 17,8	1,90 ± 1,3	0,5 ± 0,2	93,9 ± 0,8	4,1 ± 0,2	0,9 ± 0,3	1,0 ± 0,3
75	60,8 ± 10,8	31,3 ± 6,8	7,1 ± 8,3	0,8 ± 0,2	94,1 ± 5,1	3,5 ± 2,5	1,6 ± 2,1	0,8 ± 0,5
100	72,6 ± 14,9	25,1 ± 14,1	1,8 ± 1,0	0,5 ± 0,1	93,8 ± 2,4	4,2 ± 1,6	0,9 ± 0,3	1,1 ± 0,5

Uma observação de campo pode ser capaz de elucidar melhor as diferenças na porcentagem de agregados em ambas as áreas: a presença de minhocas. Segundo Guerra (1990), a matéria orgânica no solo tem um importante papel na agregação das particulas, sendo melhor agregadora do que o teor de argila. Como processo biótico primário, a decomposição e a posterior mineralização de nutrientes dependem de numerosos fatores que afetam direta e indiretamente a atividade decompositora, sendo três fatores considerados mais importantes: clima, qualidade da serrapilheira e comunidade decompositora (POWERS *et al.*, 2009). Fonte *et al.* (2008) encontraram uma correlação positiva entre o conteúdo de nitrogênio e carbono com a biomassa de minhocas no solo e Salton *et al.* (2008) observaram estreita relação do conteúdo de carbono no solo e a estabilidade de agregados. As minhocas redistribuem a matéria orgânica no solo e influenciam o fornecimento de nutrientes de diversas maneiras. Não apenas o material de seu tecido e o material produzido por elas (*earthworm cast*) são enriquecidos de certos nutrientes, mas a ingestão de matéria orgânica aumenta as taxas de ciclagem de nutrientes (SYERS & SPRINGETT, 1984). Enquanto na área de 50 anos foram encontradas mais de uma dúzia de minhocas ao longo da abertura da trincheira, na área de 20 anos, não foi encontrada sequer uma. Além de muitas minhocas, foram encontrados outros organismos não identificados que compõem a fauna do solo, enquanto que na trincheira da floresta de 20 anos foi encontrado apenas um pequeno ninho de cupim.

6.3.3 Porosidade total

Os resultados da porosidade total média de ambas as áreas ultrapassaram 60% em todas as profundidades, com exceção dos primeiros cinco centímetros na área de floresta de 20 anos (59,4%) (figura 36). Na tabela 20 estão expostos os valores médios e desvios padrões encontrados como resultados das análises de porosidade.

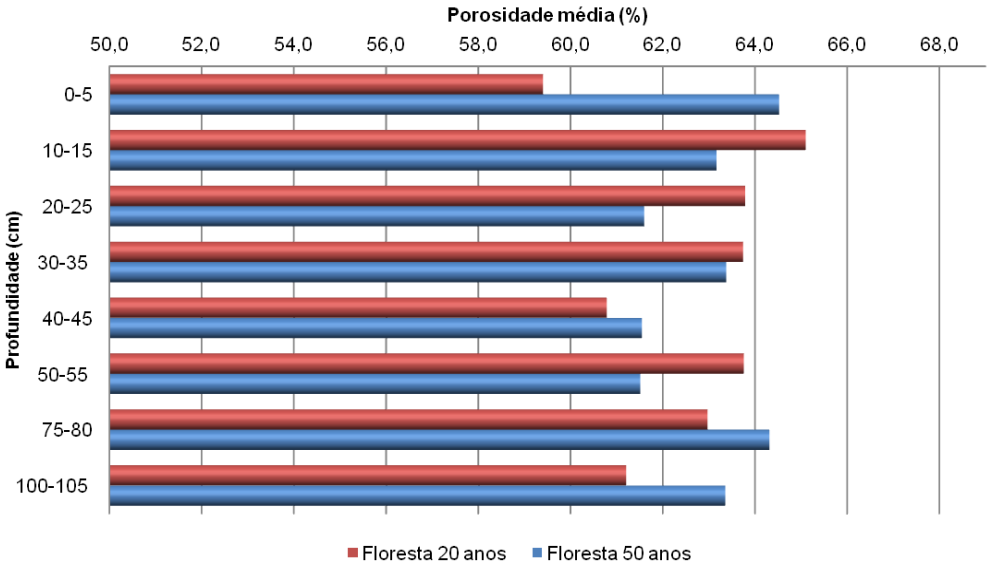

Figura 36. Porosidade média dos solos nas áreas de floresta de 20 e 50 anos.

Tabela 20. Porosidade média e desvio padrão dos solos das florestas de 20 e 50 anos.

	Floresta 20 anos		Floresta 50 anos	
Profundidade (cm)	Média	DP	Média	DP
0-5	59,4	1,50	64,5	3,50
10-15	65,1	0,67	63,2	1,52
20-25	63,8	1,83	61,6	2,25
30-35	63,7	0,64	63,4	3,00
40-45	60,8	1,00	61,6	3,56
50-55	63,8	2,17	61,5	2,47
75-80	63,0	2,07	64,3	2,76
100-105	61,2	5,43	63,4	3,22

Pereira (2014), em cicatriz localizada ao lado da floresta de 20 anos encontrou como maior valor de porosidade em solo laterítico 53,95%. Ferreira (2008) comparando dois sistemas de manejo com floresta secundária não observou diferenças significativas entre plantio convencional (com revolvimento do solo para plantio), plantio direto (com revolvimento do solo apenas na linha de semeadura) e a

área de floresta, sendo os valores encontrados de 60%, 59% e 61% respectivamente. Comparando áreas de plantio de eucalipto, pastagem e Mata Atlântica, Melloni *et al.* (2008) encontraram 54,1%, 46,2% e 59,3% de porosidade para as áreas, respectivamente.

Levando em consideração que a porosidade é uma fração do volume total dos solos ocupada por espaços porosos, os valores normalmente variam entre 30 e 70% (NIMMO, 2004; PINTO, 2006). Sendo assim, pode-se considerar que o solo de ambas as áreas apresentou elevada porosidade, sendo o valor mais alto encontrado (65,1%) em 10-15 cm de profundidadena área de floresta de 20 anos.

6.4 Condutividade hidráulica saturada (Ksat)

Na tabela 21 estão dispostos todos os valores de K_{sat} (cm s^{-1}) encontrados nos ensaios realizados em campo, além da média e desvio padrão. Os valores de condutividade hidráulica variaram da ordem de 10^{-5} a 10^{-3} cm s^{-1} sendo que os menores valores encontrados entre todos os pontos e todas as profundidades ocorreram na floresta de 20 anos (P2 – 30 cm e P4 – 75 cm). Apesar disso, as médias entre as áreas por profundidade não diferenciaram tanto entre si, apresentando diferentes ordens de grandeza apenas na profundidade de 75 cm.

Tabela 21. Valores de Ksat (cm s-1), média e desvio padrão nas áreas de floresta de 20 e 50 anos.

Floresta 20 anos							
Prof. (cm)	P1	P2	P3	P4	P5	Média	DP
15	$2,55^{-3}$	$4,25^{-3}$	$2,44^{-3}$	$6,81^{-3}$	$2,80^{-3}$	$3,77^{-3}$	$1,85^{-3}$
30	-	$9,13^{-5}$	$7,91^{-4}$	$1,83^{-4}$	$5,77^{-4}$	$4,11^{-4}$	$3,30^{-4}$
75	$2,45^{-4}$	$3,59^{-3}$	$4,90^{-4}$	$3,65^{-5}$	$1,27^{-4}$	$8,98^{-4}$	$1,51^{-3}$
Floresta 50 anos							
Prof. (cm)	P1	P2	P3	P4	P5	Média	DP
15	$2,67^{-3}$	$1,46^{-3}$	$1,22^{-3}$	$3,34^{-3}$	$9,77^{-3}$	$3,69^{-3}$	$3,51^{-3}$
30	$1,53^{-4}$	$1,58^{-3}$	$7,31^{-4}$	$1,25^{-4}$	$2,19^{-3}$	$9,56^{-4}$	$9,08^{-4}$
75	$6,11^{-4}$	$2,99^{-3}$	$3,16^{-3}$	$9,81^{-4}$	$1,22^{-3}$	$1,79^{-3}$	$1,19^{-3}$

A média da condutividade hidráulica das duas áreas na profundidade de 15 cm foi muito próxima, e nas profundidades de 30 cm e 75 cm a área de floresta de 20 anos apresentou menores valores (tabela 21, figura 37). Com base no gráfico da figura 38, nota-se também que apesar das médias terem valores diferentes, a tendência das médias por profundidade é a mesma: maior nos 15 cm, decresce aos

30 cm e volta a aumentar nos 75 cm. Embora tenha ocorrido um aumento da média de condutividade hidráulica da profundidade de 30 cm para 75 cm, os valores encontrados nos cinco pontos ensaiados na floresta de 20 anos tiveram uma grande variabilidade (de duas ordens de grandeza entre P2 e P4), demonstrando uma maior heterogeneidade espacial das propriedades que influenciam na condutividade hidráulica saturada nessa área.

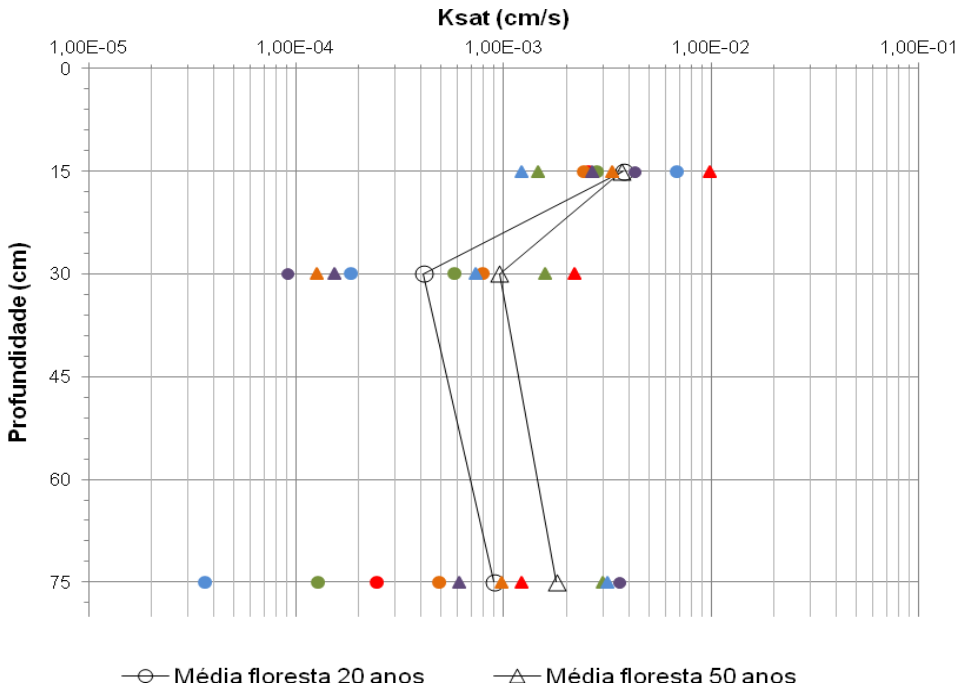

Figura 37. Valores de todos os pontos de ensaio de K_{sat} (cm s^{-1}) e média das duas áreas de estudo. Círculos coloridos e vazados representam valores da floresta de 20 anos e triângulos coloridos e vazados representam valores da floresta de 50 anos.

Segundo Bielshowsky *et al.* (2012), o comportamento da condutividade hidráulica está intimamente relacionada principalmente com a textura do solo. Quanto maior a porcentagem de finos (argila e silte) no solo, menores os valores de K_{sat} e maior a variação dos resultados, possuindo comportamento heterogêneo, enquanto que solos com baixa porcentagem de finos possuem um comportamento mais homogêneo (Bielshowsky *et al.*, 2012). Gomes (2012) observou um aumento nos valores de K_{sat} com profundidade e encontrou correlação positiva da condutividade hidráulica saturada com a fração areia do solo em três cicatrizes de deslizamentos na Serra do Mar (SP). Ferreira (2008), no entanto, encontrou baixa correlação ou nenhuma correlação das propriedades físicas do solo (densidade de partículas, granulometria, porosidade total e micro e macro porosidade) com a K_{sat}

do solo em dois sistemas de plantio (direto e convencional) e floresta secundária, devido a uma grande variação nos valores de condutividade hidráulica saturada e à baixa amplitude na variação das demais propriedades do solo. A autora encontrou apenas correlação dos valores médios de K_{sat} com os valores médios de macroporosidade. Segundo Gomes (2012), a elevada variabilidade espacial da K_{sat} pode ser explicada características dos meios físicos e bióticos, tais como diferenças no sistema radicular, solos predominantemente arenosos ou argilosos, solos coluvionares, saprolito, regolito, fraturas das rochas, dentre outras. Dessa forma, a variação da K_{sat} depende do arranjo dessas características devendo-se, sempre que possível analisá-las em conjunto (GOMES, 2012).

Nas figuras 38 e 39 estão os gráficos de condutividade hidráulica saturada, granulometria, porcentagem de agregados >2mm, porosidade e densidade de raízes finas das duas áreas de estudo. Os valores de densidade de raízes finas que compõem esses gráficos foram obtidos a partir da separação do solo coletado dos furos onde foram realizados os ensaios de $K_{sat,}$ enquanto que os outros parâmetros são referentes aos mesmos valores já previamente discutidos, dos solos coletados das trincheiras. Percebe-se que na área de 20 anos, tanto a condutividade hidráulica como a porcentagem de agregados > 2mm, a porosidade e a densidade de raízes finas diminuem dos 15 cm para 30 cm de profundidade. Aos 75 cm, a porosidade e a densidade de raízes finas diminuem, enquanto que a porcentagem de agregados > 2mm praticamente se mantém a mesma e a K_{sat} aumenta. Porém, nota-se que nessa profundidade os valores de K_{sat} foram os que mais variaram entre os ensaios em relação às outras profundidades.

Na área de floresta de 50 anos, a profundidade em que os valores dos ensaios de condutividade hidráulica saturada tiveram maior variação foi em 30 cm (figura 39). Em relação aos outros parâmetros, as médias de porcentagem de agregados > 2mm, porosidade e densidade de raízes finas apresentaram menores diferenças por profundidade do que as médias da floresta de 20 anos.

O maior valor do coeficiente de correlação (r^2) para os dados de raízes finas e K_{sat} por profundidade foi da floresta de 50 anos na profundidade de 15 cm (r^2 = 0,7847). Todas as outras profundidades não apresentaram correlação ou foram muito baixas.

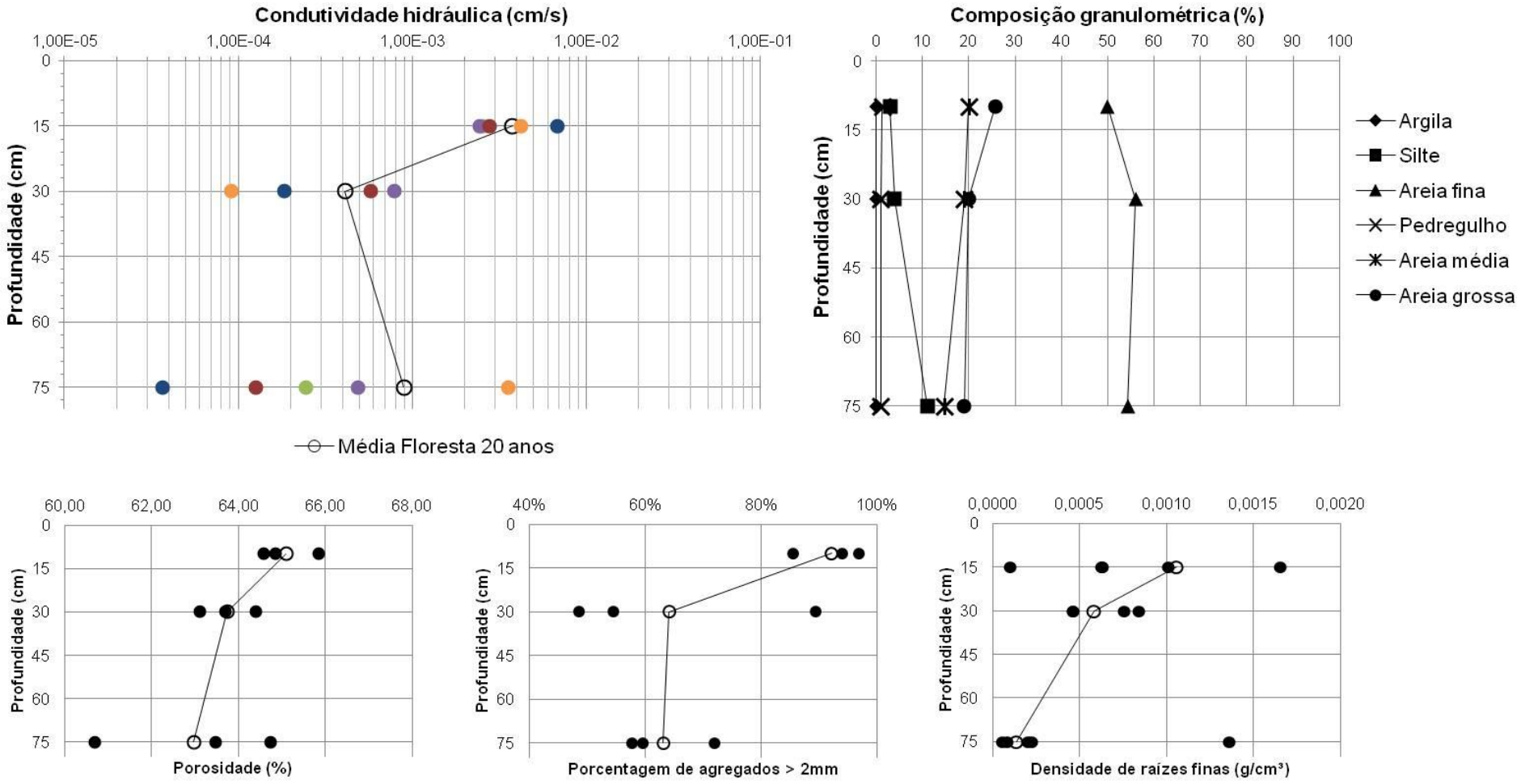

Figura 38. Gráficos de condutividade hidráulica saturada, granulometria, porosidade, porcentagem de agregados > 2 mm e densidade de raízes finas da área de floresta de 20 anos.

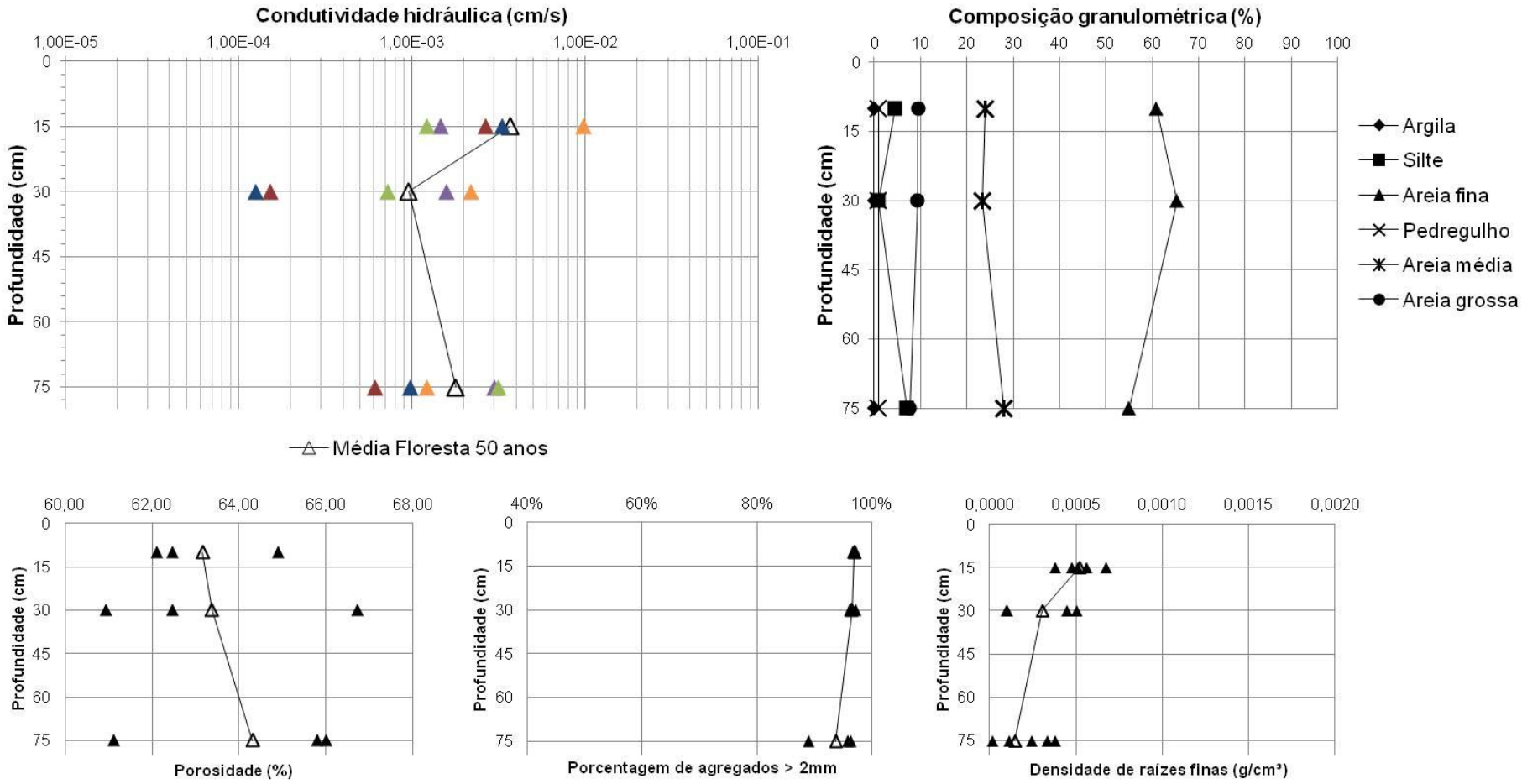

Figura 39. Gráficos de condutividade hidráulica saturada, granulometria, porosidade, porcentagem de agregados > 2 mm e densidade de raízes finas da área de floresta de 50 anos.

7 CONCLUSÕES

Os dados encontrados nesse estudo demonstraram diferenças 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. Os aspectos vegetacionais das florestas secundárias relevantes à hidrologia de encostas mudam ao longo do tempo e guardam heranças de usos passados que consequentemente afetam os processos atuais.

Os elementos estruturais 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. O aumento da área amostral em estudos futuros seria importante para uma caracterização fitossociológica mais detalhada.

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 possa obter valores estatisticamente mais confiáveis.

No que se refere às propriedades físicas do solo, entre a granulometria, porosidade e porcentagem de agregados, a que demonstrou maior diferença entre as áreas foi a porcentagem de agregados. Conforme foi discutido, isso possivelmente se deu devido à diferenças observadas em campo em relação à fauna do solo. A alta presença de minhocas ao longo do perfil na floresta de 50 anos pode ser responsável por um maior teor de matéria orgânica no solo, o que favorece a estabilidade dos agregados. Estudos posteriores que levem em consideração o conteúdo de matéria orgânica nesses solos seriam capazes de elucidar se nesse caso um maior conteúdo de matéria orgânica resultante de atividades de organismos decompositores estaria influenciando a porcentagem de agregados.

A maior variabilidade nos dados das propriedades físicas dos solos no fragmento de 20 anos pode estar relacionada a características funcionais dos ecossistemas e refletiu uma maior variabilidade nos dados de condutividade hidráulica saturada. Torna-se necessário o aumento na amostragem dos dados para se reconhecer tendências, assim como buscar áreas de florestas avançadas para servirem como referência ao melhor entendimento da cobertura vegetal na regulação da hidrologia e mecânica das encostas. É igualmente necessário o avanço da pesquisa em relação a outros aspectos do comportamento hidrológico de florestas em diferentes estágios sucessionais, como o papel da interceptação das copas arbóreas em eventos de chuva de diferentes tamanhos e a análise dos fluxos preferenciais de infiltração de água nos solos florestados.

Tendo em vista o presente exposto, é de suma importância uma compreensão mais ampla dos mecanismos hidrológicos (e mecânicos) que os diferentes tipos de florestas podem produzir no que se refere à detonação ou

atenuação de movimentos de massa. O uso histórico do solo e as alterações recentes nas condições ecológicas das florestas secundárias refletem e condicionam as resultantes de regulação dos processos atuais. Dessa forma, é fundamental o entendimento dos diferentes fatores que atuam na evolução dos ecossistemas ao longo do tempo e como esses fatores interagem e influenciam as propriedades mecânicas e hidrológicas dos solos no presente, afetando, assim, a estabilidade de encostas.

8 REFERÊNCIAS

ADENESKY FILHO, E. Florística, Fitossociologia e Dendrocronologia em Encosta e Planície do médio Rio Tibagi, Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná. 2014. 140f.

ARAÚJO-NETO, J.C.; AGUIAR, I.B.; FERREIRA, V.M.; PAULA, R.C. Caracterização Morfológica de Frutos e Sementes e Desenvolvimento Pós-Seminal de Monjoleiro (*Acacia polyphylla* DC.). *Revista Brasileira de Sementes*, v. 24, n. 1, p. 203-2011. 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. 1984. NBR 7181. Solo – Análise Granulométrica.

AUGUSTIN, C.H.R.R.; ARANHA, P.R.A. *Piping* em Área de Voçorocamento, Noroeste de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. Ano 7, n. 1. p. 9-18. 2006.

AVELAR, A. S., COELHO NETTO, A. L., LACERDA, W. A., BECKER, L. B., & MENDONCA, M. B. Mechanisms of the recent catastrophic landslides in the mountainous range of Rio de Janeiro, Brazil. In *Proceedings of the Second World Landslide Forum* Vol. 3, 2011.

BALIEIRO, F.C.; CEDDIA, M.B.; PEREIRA, M.G.; RESENDE, A.S.; FRANCO, A.A. Biomassa de Raízes e Regime Hídrico do Solo em um Plantio de Pseudosamanea guachapele (Kunth) Harms em um Planossolo Háplico. Floresta, v. 35, n.2. mai-ago. p 221-230. 2005.

BANCO MUNDIAL. 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. Novembro, 2012.

BARROS, F.A. Efeito de Borda em Fragmento de Floresta Montana, Nova Friburgo – RJ. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Universidade Federal Fluminense. 2006. 100f.

BAZZAZ, F.A.; PICKET, S.T.A. Physiological Ecology of Tropical Succession: a comparative review. *Ann Re Ecol Sys*. v. 11. p. 287-310. 1980.

BERISH, C.W.; EWEL, J.J. Root Development in Simple and Complex Tropical Succession Ecosystem. *Plant and Soil*, v. 106, p. 73-84. 1988.

BIELSCHOWSKY, C.; BARBOSA, A.C.; ALVES, L.; JUNIOR, G.C.S. Determinação da Condutividade Hidráulica Saturada de Campo em Solos com Diferentes Texturas Utilizando o Método do Permeâmetro IAC. *Caderno de Estudos Geoambientais – CADEGEO*, v. 3, n.1, p. 44-55. 2012.

BODNER, G.; LEITNER, D.; KAUL, H.P. Coarse and Fine Root Plants Affect Pore Size Distributions Differently. *Plant Soil*. v. 380. Issue 1-2. p. 133-151. 2014.

BREARLEY, F.Q. Below-ground Secondary Succession in Tropical Forests of Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, v. 27, issue 4, p. 413-420. 2011.

BROWN, S., & LUGO, A. E. Tropical secondary forests. *Journal of tropical ecology*, v. 6 n.1, p.1-32. 1990.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain Forest species in the light of successional processes. *Turrialba*. v. 15. n. 1. trimester enero-marzo, 1965.
CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.H., BAUMGARDNER, G.A. Root Biomass Allocation in the World´s Upland Forests. *Oecologia*, v. 111, p. 1-11. 1997.

CALVO-ALVARADO, J.; JIMÉNEZ-RODRÍGUEZ, C.; QUINTANA, M. Intercepción de precipitación en tres estadios de sucesión de un Bosque húmedo Tropical, Parque Nacional Guanacaste, Costa Rica*. Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, v. 9, n. 22, p. pág. 1-9, 2012.

CAMPOS, N.R. Aptidão Reprodutiva e Estrutura de um Candeial com Elevada Mortalidade. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia dos Biomas Tropicais. Universidade Federal de Ouro Preto. 2012. 90f.

CHAZDON, R. Regeneração de Florestas Tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. *Ciências Naturais*. v. 7. p. 195-218. 2012.

CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology*, v. 24, n. 1, p. 252-284, 1936.

COELHO NETTO, A.L. Surface Hydrology and Soil Erosion in a Tropical Mountainous Rainforest Drainege Basin, Rio de Janeiro. Belgium. PhD Thesis, Katholieke Universiteit Leuven. 1985. 181 p.

COELHO NETTO, A. L. 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, 1999.

COELHO NETTO, A.L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T., CUNHA, S.B (Orgs.) Geomorfologia, uma atualização de bases e conceitos 6ª edição. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. p. 93-144.

COELHO NETTO, A.L.; AVELAR, A.S.; SATO, A.M.; DIAS, M.A.; NEGREIROS, A.B. Vulnerabilidade em Geoecossistemas Montanhosos e Desastres Causados por Deslizamentos na Interface Florestal-Urbana: Controles Geológicos, Geomorfológicos e Geoecológicos. In: LACERDA, W.A.; PALMEIRA, E.M.; COELHO NETTO, A.L.; EHRLICH, M. Desastres Naturais: suscetibilidade e riscos, mitigação e prevenção, gestão e ações emergenciais. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2012. 211 p.

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. January 2011: The Extreme Landslide Disaster in Brazil. In: Claudio Margottini; Paolo Canuti; KyojiSassa. (Org.).Landslide Science and Practice. 1ed.Berlin: Springer Berlin Heidelberg, v. 6, 377-384p. 2013 .

CONNELL, J.H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American naturalist*. v. 111. n. 982. p. 1119-1144. 1977.

CORRÊA, L.S. Estudo do Estrato Regenerativo em Trechos de Floresta Estacional Semidecidual, no Sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação. Universidade Federal de São Carlos. 2011. 68f.

COSTA, L. G. S.; MANTOVANI, W. Dinâmica sucessional da floresta mesófila semidecídua em Piracicaba (SP). *Oecologia Brasiliensis*, v. 1, n. 01, p. 291-305, 2005.

DANTAS, M.E.; SHINZATO, E.; MEDINA, A.I.M.; SILVA, C.R.; PIMENTEL, J.; LUMBRERAS, J.F.; CALDERANO, S.B.; CARVALHO FILHO, A. Diagnóstico Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro. Oficina Internacional de Ordenamento Territorial Mineiro. Rio de Janeiro. 2005.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS E RODAGENS – DNER. 1994. ME 093/94: Solos – determinação da densidade real (método de ensaio).

DE PLOEY, J.; CRUZ, O. Landslides in the Serra do Mar, Brazil. *Catena*, v. 6, n. 2, p. 111-122, 1979.

DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. Water in environmental planning. WH Freeman, 1978.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais.. In: MARTINS, S. V. (Ed.) Ecologia de florestas tropicais do Brasil. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2009. p185-215.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 1979. Ministério da Agricultura e do Abastecimento, Rio de Janeiro. 212 p.

EM-DATA. Internacional Disaster Database. Disponível em: http://www.em-data.net).

EWEL, John. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica,* p. 2-7, 1980.

FERREIRA, S.T. Avaliação da Relação entre a Condutividade Hidráulica do Solo Saturado com Parâmetros Físicos de um Latossolo Vermelho Distrófico Submetido a Dois Diferentes Manejos. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências-Física. Universidade Estadual de Ponta Grossa. 2008. 100f.

FINEGAN, B. Pattern and Process in Neotropical Secondary Rain Forests: the first 100 years of succession. *Tree*. v. 11. n. 3. p. 119-124. 1996.

FONTE, S.J.; WINSOME, T.; SIX, J. Earthworm Populations in Relation to Soil Organic Matter Dynamics and Management in California Tomato Cropping Systems. *Applied Ecology*, v. 41, p. 206-214. 2009.

FREIRE, J.M. 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. 2010. 129f.

GANDOLFI, S. Estudo floristico e fitossociológico de uma floresta residual na área do aeroporto internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. UNICAMP. Campinas: 1991.

GENET, M.; STOKES, A.; SALIN, F.; MICKOVSKI, S.B., FOURCAUD, T., DUMAIL, J.F.; VAN BEEK, R. The Influence of Cellulose Content on Tensile Strength in Tree Roots. *Plant and Soil*. v. 278. p. 1-9. 2005.

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

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

GIGLIO, J.N.; KOBIYAMA, M. Interceptação de Chuva: uma revisão com ênfase no monitoramento em florestas brasileiras. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 18. n. 2. p. 297-317. 2013.

GOMES, M.C.V. Análise da Influência da Condutividade Hidráulica Saturada dos Solos nos Escorregamento Rasos na Bacia do rio Guaxinduba (SP). Dissertação de Mestrado. Departamento de Geografia. Universidade de São Paulo. 2012. 138f.

GOMEZ-PERALTA, D., OBERBAUER, S. F., MCCLAIN, M. E., & PHILIPPI, T. E.. Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. *Forest Ecology and Management*, *255*(3), 1315-1325. 2008.

GÓMEZ-TANGLE, A.; GEISSERT, D.; PEREZ-MAQUEO, O.; MARIN-CASTRO, B.M.; RENDON-LOPES, B. Saturated Hydraulic Conductivity and Land Use Change, New Insights to the Payments for Ecosystem Services Programs: a case study from Tropical Montane Cloud Forest watershed in eastern central Mexico. In: DIKINYA, O (Ed.). InTech. 2011. Disponível em: http://www.intechopen.com/books/developments-in-hydraulic-conductivity-research/saturated-hydraulic-conductivity-and-land-use-change-new-insights-to-the-payments-for-ecosystem-serv

GREEN, J.J.; DAWSON, L.A.; PROCTOR, J.; DUFF, E.I.; ELSTON, D.A. Fine Root Dunamics in a Tropical Rain Forest is Influenced by Rainfall. *Plant and Soil*, v. 276, p. 23-32. 2005.

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

GUAPYASSÚ, M.S. 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. 1994. 165p.

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

GUEDES-BRUNI, R. R., PESSOA, S. V. A., KURTZ, B. C., 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, 1997. p. 127-146.

GUERRA, A.J.T. O Papel da Matéria Orgânica e dos Agregados na Erodibilidade dos Solos. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 13, p. 43-52. 1990.

GUERRA, A.J. T. Processos Erosivos nas Encostas. In: GUERRA, A.J.T., CUNHA, S.B (Orgs.) Geomorfologia, uma atualização de bases e conceitos 6ª edição. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. p. 149-199.

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

HARDT, E.; PEREIRA-SILVA, F.L.; ZAKIA, M.J.B.; LIMA, W.P.L. Plantios de Restauração de Matas Ciliares em Minerações de Areia da Bacia do rio Corumbataí: eficácia na recuperação da biodiversidade. Scientia Forestalis, n. 70, p.107-123. Abril 2006.

HERTEL, D.; LEUSCHNER, C. HÖLSCHER, D. Size and Structure of Fine Root Systems in Old-growth and Secondary Tropical Montane Forests (Costa Rica). *Biotropica*, v. 35(2), p. 143-153. 2003.

HARTSHORN, G.S. Neotropical forests dynamics. *Biotropica*, v.12, p.23-30. 1980.

HEWLETT, J. D. 1969. Principles of forest hydrology, University of Georgia Press, Athens, Georgia, 183p.

HOLWERDA, F., BRUIJNZEEL, L. A., MUÑOZ-VILLERS, L. E., EQUIHUA, M., & ASBJORNSEN, H. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary

lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, *384*(1), 84-96. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Censo 2010. Disponível em: http://censo2010.ibge.gov.br/

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

JANSEN, R. C. 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, 2001. 118 p.

JI, J.; KOKUTSE, N.; GENET, M.; FOURCAUD, T.; ZHANG, Z. Effect of Spatial Variation of Tree Root Characteristics on Slope Stability. A case study on Black Locust (*Robinia pseudoacacia*) and Arbovitae (*Platycladus orientalis*) stands on the Loess Plateau, China. *Catena,* v. 92, p. 139-154. 2012.

JONES, J.A.A.; CONNELLY, L.J. A Semi-distributed Simulation Model for Natural Pipeflow. *Journal of Hydrology.* v. 262. p. 28-49. 2002.

KARMANN, I. Ciclo da Água, Água Subterrânea e sua Ação Geológica. In: TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.C.M.; FAIRCHILD, T.R.; TAIOLI, F. (orgs.). Decifrando a Terra. São Paulo: Oficina de Textos. 2003. p. 113-127.

KEIM, R. F.; SKAUGSET, A. E. Modelling effects of forest canopies on slope stability. *Hydrological Processes*, v. 17, n. 7, p. 1457-1467. 2003.

KOBIYAMA, M.; MICHEL, G.P.; GOERL, R.F. Relação entre Desastres Naturais e Florestas. *Revista Geonorte*, V.1, n.6, p. 17-48. 2012.

LEAL, P. J. V. 2009. Crescimento de Redes de Canais e Pirataria de Água Subterrânea em Vales de Cabeceira de Drenagem. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências – UFRJ. 213p.

LEUSCHNER, C.; HARTEVELD, M.; HERTEL, D. Consequences of Increasing Forest Use Intensity for Biomass, Morphology and Growth of Fine Roots in a Tropical Moist Forest on Sulawesi, Indonesia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 129, p. 474-481. 2009.

LIMA, H. D., GUEDES-BRUNI, R. R., Introdução. 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, 1997. p. 13-28.

LOADES, K.W.; BENGOUGH, A.G.; BRANSBY, M.F.; HALLET, P.D. Planting Density Influence on Fibrous Root Reinforcement of Soils. *Ecological Engineering*. v. 36. p. 276-284. 2010.

LORENZON, A.S. Processos Hidrológicos em um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Município de Viçosa, MG. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Ciência Florestal. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa: 2011. 59f.

MACHADO, K. M. 2013. Retroanálise de um Deslizamento de Encosta no Município de Nova Friburgo – RJ. Trabalho de conclusão de curso Escola Politécnica – UFRJ. 63 p.

MARCHIORI, N.M. 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. 2012. 122p.

MATA, A.P. Legislação Ambiental e Uso Atual do Solo: o caso da microbacia do Córrego de São Lourenço – Nova Friburgo – RJ. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Universidade Federal Fluminense. Niterói: 2006. 86f.

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. Análise Florística do Componente Arbóreo de Florestas na Região da Serra dos Órgãos, Teresópolis, RJ. Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos. ICMBio. PARNASO. 2007. p. 69-81.

MARCELINO, E.V.; NUNES, L.H.; KOBIYAMA, M. Banco de Dados de Desastres Naturais: análise de dados globais e regionais. *Caminhos de Geografia*, v.6, n. 19. P.130-149. 2006.

MEIS, M. R. M. e SILVA, J. X. Considerações geomorfológicas a propósito dos movimentos de massa ocorridos no Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geografia*. 55-72p. 1968.

MELLONI, R.; MELLONI, E.G.P.; ALVARENGA, M.I.N.; VIEIRA, F.B.M. Avaliação da Qualidade de Solos sob Diferentes Coberturas Florestais e de Pastagem no Sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 2461-2470. 2008.

MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G.B. Alternative Successional Pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*. v. 89. p. 528-537. 2001.

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. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso. Viçosa, Ed. UFV, 213-230. 2011.

NILAWEERA, N.S.; NUTALAYA, P. Role of Tree Roots in Slope Stabilisation. *Bull. Eng. Geol. Env*. v. 57. p. 337-342. 1999.

NIMMO, J.R. Porosity and Pore Size Distribution. In: HILLEL, D. Encyclopedia oi Soils in the Environment: London, Elsevier, v. 3, p. 295-303. 2004.

NORMANIZA, O.; BARAKBAH, S.S.; Parameters to Predict Slope Stability – soil water and root profiles. Ecological Engineering. v. 28. p. 90-95. 2006.

NOGUCHI, S., NIK, A. R., KASRAN, B., TANI, M., SAMMORI, T., & MORISADA, K. Soil physical properties and preferential flow pathways in tropical rain forest, Bukit Tarek, Peninsular Malaysia. *Journal of Forest Research*, *2*(2), 115-120. 1997.

ODUM, Eugene P. The strategy of ecosystem development. *Readings in Environmental Impact*, v. 164, p. 224, 1969.

OLIVEIRA, L.L. COSTA, R.F, SOUSA, F.A.S, COSTA, A.C.L, BRAGA, A.P. Precipitação efetiva e interceptação em Caxiuanã, na Amazônia Oriental. *Acta amazonica*, v. 38, n. 4, p. 723-732, 2008.

OLIVEIRA, L.S.B.; MARAGON, L.C.; FELICIANO, A.L.P.; LIMA, A.S.; CARDOSO, M.O.; SILVA, V.F. Florística, Classificação Sucessional e Síndromes de Dispersão em um Remanescente de Floresta Atlântica, Moreno-PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 6, n.3, p. 502-507. 2011.

OLIVEIRA, R. R. O rastro do homem na floresta: Sustentabilidade e funcionalidade da Mata Atlântica sob o manejo caiçara. Rio de Janeiro: UFRJ Tese de Doutorado, Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 1999.

OLIVEIRA, R.R. FRAGA, J.S., SALES, G.P.S., COELHO NETTO, A.L. Perda de Funções Ecológicas de Encostas de Angra dos Reis, RJ. *PESQUISAS, BOTÂNICA* Nº 63:41-53 São Leopoldo: Instituto Anchietano de Pesquisas, 2011.

OSTERTAG, R. Belowground Effects of Canopy Gaps in a Tropical Wet Forest. *Ecology*, v. 79(4), p1294-1304. 1998.

PESSOA, S. V. GUEDES-BRUNI, R. R., A., KURTZ, B. C., 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, 1997. p. 147-168.

PINTO, C. S. Curso Básico de Mecânica dos Solos. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 367 p.

POWERS, J.S.; MONTGOMERY, R.A.; ADAIR, E.C.; BREARLEY, F.Q.; DEWALT, S.J.; CASTANHO, C.T.; CHAVE, J.; DEINERT, E.; GANZHORN, J.U.; GILBERT, M.E.; GONZÁLEZ-ITURBE, J.A.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GRAU, H.R.; HARMS, K.E.; HIREMATH, A.; IRIARTE-VIVAR, S.; MANZANE, E.; OLIVEIRA, A.A.; POORTER, L.; RAMANAMANJATO, J.B.; SALK, C.; VARELA, A.; WEIBLEN, G.D.; LERDAU, M.T. Decomposition in Tropical Forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology*, v. 97, p. 801-811. 2009.

POWERS, J.S.; PÉREZ-AVILES, D. Edaphic Factors are More Important Control on Surface Fine Roots than Stand Age in Secondary Tropical Dry Forests. *Biotropica*, v. 45(1), p. 1-9. 2013.

PRANDINI, L., GUIDICINI, G., BOTTURA, J.A., PONÇANO, W., SANTOS, A.R., Behavior of the vegetation in slope stability: a critical review. *Bulletin of the International Association of Engineering Geology*, n.16. p.51-55. 1977.

PREFEITURA MUNICIPAL DE NOVA FRIBURGO (PMNF). Disponível em http://www.pmnf.rj.gov.br/

PUIG, H. A Floresta Tropical Úmida. São Paulo: Editora UNESP. 2008. 496 p.

REGINATO, M.; GOLDENGERG, R. Análise Florística, Estrutural e Fitogeográfica da Vegetação em Região de Transição entre as Florestas Ombrófilas Mista e Densa Montana, Piraquara, Paraná, Brasil. *Hoehnea*, v. 34(3), p. 349-364. 2007.

REINERS, W.A.; BOUWMAN, A.F.; PARSONS, W.F.J.; KELLER, M. Tropical Rain Forest Conversion to Pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications*. v. 4. n. 2. p. 363-377. 1994.

REIS, H. Florística, Estrutura e Estádios Sucessionais de Fragmentos Nativos de Mata Atlântica em Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. UFLA. 2007. 168f.

REUBENS, B.; POESEN, J.; DANJON, F.; GEUDENS, G.; MUYS, B. 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*. v. 21. p. 385-402. 2007.

REYNOLDS, W.D.; ELRICK, D.E. Measurement of Field-Saturated Hydraulic Conductivity, Soptivity and the Conductive-Pressure Head Relationship using the “Guelph Permeameter”. In: PALEY, H.N (ed). The Joint NASA/Geosat Test Case Project. Final ReporT. Part 2, Volume 1. 1984. p. 9-44.

RODRIGUES, C.S. Mapeamento de Suscetibilidade a Escorregamentos de Nova Friburgo-RJ por Meio de Inferência Fuzzy e Elaboração de Cenários de Alerta com Uso do TerraMA2. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2012. 113 p.

ROSA, L.P.G. 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, 2013. 76f.

SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THARP, M.L. Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. Environmental Sciences Division. Publication n. 2822. 1986. 176p.

SALGADO, J.C.R.S.S. Avaliação e Modelação da Suscetibilidade a Movimentos de Vertente Superficiais Translativos em Nova Friburgo. 2º Ciclo de Estudos em Sistemas de Informação Geográfica e Ordenamento de Território. Faculdade de Letras. Universidade do Porto. 2013.

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P.C.; FABRÍCIO, A.C.; MACEDO, M.C.M.; BROCH, D.L. Agregação e Estabilidade de Agregados do Solo em Sistemas Agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 11-21. 2008.

SAMPAIO, T.Q.; PIMENTEL, J.; SILVA, C.R.; MOREIRA, H.F. A Atuação do Serviço Geológico do Brasil (CPRM) na Gestão de Riscos e Resposta a Desastres Naturais. VI Congresso de Gestão Pública – CONSAD. Brasília. Abril, 2013.

SANTOS, E. S. Caracterização, da interceptação da precipitação e do escoamento superficial, em diferentes tipologias. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. Universidade Estadual De Santa Cruz. Ilhéus: 2007.

SATO, A.M. Respostas Geo-hidroecológicas à Substituição das Pastagens por Plantações de Eucalipto no Médio Vale do rio Paraíba do Sul: a interface biota-solo-água. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia. UFRJ. 2008.

SATO, A. M.; AVELAR, A. S.; COELHO NETTO, A. L. Spatial variability and temporal stability of throughfall in a eucalyptus plantation in the hilly lowlands of southeastern Brazil. *Hydrological Processes* (Print), v. 25, p. 1910-1923, 2011.

SAWEZUK, A.R.; FILHO, A.F.; DIAS, A.N.; WATZLAWICK, L.F.; STEPKA, T.F. Alterações na Estrutura e na Diversidade Florística no Período 2002-2008 de uma Floresta Ombrófila Mista Montana no Centro-Sul do Paraná, Brasil. Floresta, v. 42, n.1, p. 1-10. Jan/mar 2012.

SAYER, E.J.; TANNER, E.V.J.; CHESSMAN, A.W. Increased Litterfall Cahanges Fine Root Distribution in a Moist Tropical Forest. *Plant and Soil*, v. 281, p. 5-13. 2006.

SCHMIDT, K.M.; ROERING, J.J.; STOCK, J.D.; DIETRICH, W.E.; MONTGOMERY, D.R.; SCHAUB, T. The Variability of Root Cohesion as an Influence on Shallow Landslide Susceptibility in the Oregon Coast Range. *Can. Geotech. J*. v. 38. p. 995-1024. 2001.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica da Regeneração Natural em Três Estágios Sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. *Floresta*, V. 36, n.1, p. 54-74. jan/abr. 2006.

SCHWARZ, M., PRETI, F., LEHMANN, P., & OR, D. Quantifying Lateral Root Reinforcement in Steep Slopes – from a bundle of roots to tree stands. *Earth Surface Processes and Landforms*. v. 35. p. 354-367. 2010.

SIDLE, R.C.; PEARCE, A.J.; O´LOUGHLIN, C.L. Hillslope Stability and Land Use. Water Resources Monograph Series 11. American Geophysical Union. Washinton, D.C., 1985. 148 p.

SIDLE, R.C., OCHIAI, H. Landslides: processes, prediction and land use. Water Resources Monograph Series 18. American Geophysical Union. Washinton, D.C., 206. 317 p.

SILVA, A.F.; OLIVEIRA, R.V.; SANTOS, N.R.L.; PAULA, A. Composição Florística e Grupos Ecológicos das Espécies de um Trecho de Floresta Semidecídua Submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. Revista Árvore, v. 27, n.3, p. 311-319. 2003.

SILVA, R.P. Comportamento Hidrológico de Encosta em Substrato Rochoso Granítico sob Influência de Deslizamento Raso – Nova Friburgo, Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geologia. UFRJ. 2014. 151f.

SISTEMA INTEGRADO DE INFORMAÇÕES SOBRE DESASTRES – S2ID. Defesa Civil Nacional. Diponível em: http://s2id.integracao.gov.br/

SOBRINHO, F.A.P.; CHRISTO, A.G.; GUEDES-BRUNI, R.R. Fitossociologia do Componente Arbóreo num Remanescente de Floresta Ombrófila Densa Submontana Limítrofe à Reserva Biológica do Tinguá, Rio de Janeiro. Floresta, v. 40, n.1, p. 111-124. Jan/mar, 2010.

SOIL MOISTURE EQUIPMENT CORP. Operation Instructions. Guelph Permeameter, model 2800K. Santa Barbara, CA. 2012.

SOTO, M.A.; CHANG, K.H.; VILAR, O.M. Análise do Método do Permeâmetro Guelph na Determinação da Condutividade Hidrálica Saturada. *Águas Subterrâneas*, v. 23, n.01, p.137-152. 2009.

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

STOKES, A.; ATGER, C.; BENGOUGH, A.G; FOURCAUD, T.; SIDLE, R.C. Desirable Plant Root Traits for Protecting Natural and Engineered Slopes Against Landslides. *Plant Soil*. v. 324. P. 1-30. 2009.

SYERS, J.K; SPRINGETT, J.A. Earthworms and Soil Fertility. *Plant and Soil*, v. 76, p. 93-104. 1984.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest Fragmentation, Synergisms and the Impoverishment of Neotropical Forests. *Biodiversity and Conservation*. v. 13. p. 1419-1425. 2004.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards na Early-Successional System. *Biotropica*. v. 40 (6). p. 657-661. 2008.

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

TOGASHI, H, F. Caracterização dos fluxos hídricos em três estágios sucessionais na sub-bacia do rio Caçambe, maciço da Pedra Branca (RJ). Dissertação (Mestrado em Geografia), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2011.169 f.

TREVISAN, R.; SALEMI, L.F.; MORAES, J.M.; OLIVEIRA, J.C.M. Condutividade Hidráulica do Solo Saturado na Zona Vadosa in situ e em Laboratório.

TSUKAMOTO, Y. Effect of vegetation on debris slide occurrences on steep forested slopes in Japan Islands. IAHS-Publ, (192), 183-191. 1990. Irriga, Botucatu. v. 14. n. 3. p. 413-422. Julho-setembro, 2009.

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

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

VALLEJO, L.R.. A influência do Litter na distribuição das águas pluviais. Tese (Mestrado em Geografia) Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1982. 123p.

VAN ASCH, T.W.J.; BUMA, J.; VAN BEEK, L.P.H. A View on Some Hydrological Triggering Systems in Landslides. *Geomorphology*. v. 30. p. 25-32. 1999.

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

VELOSO, R. B., RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C.A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro. 1991.

VIEIRA, B. C.; FERNANDES, N. F. Landslides in Rio de Janeiro: the role played by variations in soil hydraulic conductivity. *Hydrological Processes*. v. 18. p. 791- 805. 2004.

ZAHRAN, H.H. *Rhizobium*-Legume Symbiosis and Nitrogen Fixation under Severe Conditions in an Arid Climate. *Microbiol. Mol. Biol. Rev*. v 63 (4). p. 968-989. 1999.

ZIEMER, R. R. 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 (pp. 297-308) 1981.

ANEXO I - Planilha do Excel disponibilizada pela *Soilmoisture equipment coorp*.

Double Head Method

Reservoir Cross-sectional area in cm^2 (enter "35.22" for Combined and "2.16" for Inner reservoir):	2.16	
Enter the first water Head Height ("H1" in cm):	5	
Enter the second water Head Height ("H2" in cm):	10	
Enter the Borehole Radius ("a" in cm):	3	
Enter the soil texture-structure category (enter one of the below numbers):	3	

1. Compacted, Structure-less, clayey or silty materials such as landfill caps and liners, lacustrine or marine sediments, etc.
2. Soils which are both fine textured (clayey or silty) and unstructured; may also include some fine sands.
3. Most structured soils from clays through loams; also includes unstructured medium and fine sands. The category most frequently applicable for agricultural soils.
4. Coarse and gravely sands; may also include some highly structured soils with large and/or numerous cracks, macropors, etc

α^*=	0.12	cm^{-1}
α=	0.0151	
Steady State Rate of Water Level Change ("R1" in cm/min):	0.1500	
Steady State Rate of Water Level Change ("R2" in cm/min):	0.2000	
Q_1 =	0.0054	
Q_2 =	0.0072	
C_1 =	0.803154	
C_2 =	1.287543	
G_1 =	0.00516	
G_2 =	0.004136	
G_3 =	0.055692	
G_4 =	0.024148	
K_{fs} =	1.92E-06	cm/sec
	1.15E-04	cm/min
	1.92E-08	m/sec
	4.52E-05	inch/min
	7.54E-07	inch/sec
Φ_m =	1.27E-04	cm^2/min
Θ_{fs} =	0.65	cm^3/cm^3
Θ_i =	0.4	cm^3/cm^3
Sorptivity	0.0080	$(cm\ min^{-½})$

Res Type:	2.16
H1/a:	1.666667
H2/a:	3.333333
C1-0.01:	0.809485
C2-0.01:	1.21841
C1-0.04:	0.842059
C2-0.04:	1.290234
C1-0.12:	0.803154
C2-0.12:	1.287543
C1-0.36:	0.803154
C2-0.36:	1.287543