



**Joana Stingel Fraga**

**Mudanças socioambientais históricas e resultantes geo-  
hidroecológicas em áreas de manejo (Quilombo do  
Campinho da Independência, Paraty, RJ)**

**Tese de Doutorado**

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Geografia pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia, do Departamento de Geografia e Meio Ambiente da PUC-Rio.

Orientador: Prof. Rogério Ribeiro de Oliveira  
Coorientadora: Profa. Ana Luiza Coelho Netto

Rio de Janeiro,  
Outubro de 2021



**Joana Stingel Fraga**

**Mudanças socioambientais históricas e resultantes geo-  
hidroecológicas em áreas de manejo (Quilombo do  
Campinho da Independência, Paraty, RJ)**

Tese apresentada como requisito parcial para  
obtenção do grau de Doutora pelo Programa de Pós-  
Graduação em Geografia da PUC-Rio.  
Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo:

**Rogério Ribeiro de Oliveira**

Orientador

Departamento de Geografia e Meio Ambiente - PUC-Rio

**Ana Luiza Coelho Netto**

Coorientadora

Departamento de Geografia - UFRJ

**Agnieszka Ewa Latawiec**

Departamento de Geografia e Meio Ambiente - PUC-Rio

**Anderson Mululo Sato**

Universidade Federal Fluminense – Angra dos Reis

**Annelise Caetano Fraga Fernandez**

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

**Rita de Cássia Martins Montezuma**

Universidade Federal Fluminense - Niterói

Rio de Janeiro, 01 de outubro de 2021

Todos os direitos reservados. A reprodução, total ou parcial, do trabalho é proibida sem autorização da universidade, do autor e dos orientadores.

### **Joana Stingel Fraga**

Graduou-se em Geografia pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (2011). Mestre em Geografia com ênfase em Planejamento e Gestão Ambiental na Universidade Federal do Rio de Janeiro (2014) junto ao Laboratório de Geo-hidroecologia e Gestão de Riscos (GEOHECO-UFRJ). Trabalhou como consultora de Sistemas de Informações Geográficas na Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável (FBDS) entre 2015 e 2016 e atualmente trabalha no Observatório de Territórios Sustentáveis e Saudáveis da Bocaina (OTSS).

#### Ficha Catalográfica

Fraga, Joana Stingel

Mudanças socioambientais históricas e resultantes geo-hidroecológicas em áreas de manejo (Quilombo do Campinho da Independência, Paraty, RJ) / Joana Stingel Fraga ; orientador: Rogério Ribeiro de Oliveira ; coorientadora: Ana Luiza Coelho Netto. – 2021.

199 f. : il. color. ; 30 cm

Tese (doutorado)–Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Geografia e Meio Ambiente, 2021.

Inclui bibliografia

1. Geografia e Meio Ambiente – Teses. 2. Mata Atlântica. 3. Hidrologia florestal. 4. Sucessão ecológica. 5. História ambiental. 6. Manejo tradicional. I. Oliveira, Rogério Ribeiro de. II. Netto, Ana Luiza Coelho. III. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Geografia e Meio Ambiente. IV. Título.

CDD: 910

Ao Hélio, Hermes e Nelba, amigos  
queridos que ganhei ao longo dessa  
pesquisa.

## Agradecimentos

Ao meu orientador, Rogério Ribeiro de Oliveira, cuja parceria de trabalho já conta mais de dez anos. Por ter sido o responsável pelo meu início na pesquisa e por me trazer um olhar diferenciado e rico sobre a paisagem. Tenho pra mim que sua sensibilidade e simplicidade contribuíram em muito na construção de seu olhar acadêmico. Por isso, agradeço não só ao Professor, mas à pessoa, ao amigo que durante esses anos me ensinou e me ensina constantemente sobre coisas que vão muito além do conhecimento acadêmico.

À minha orientadora, Ana Luiza Coelho Netto, outra grande mestra pra mim e por quem nutro profunda admiração, carinho e respeito. Muito obrigada pelo apoio, pelo estímulo, pelas discussões, provocações e por tanto aprendizado que vem desde o período do mestrado.

Agradeço ao Quilombo do Campinho, especialmente nas figuras do Hélio, Hermes, Nelba e Vaguinho. Hélio, que me acompanhou e me ajudou em todos os campos, foi pra mim um orientador local, me ensinando sobre coisas que não encontro em livro nenhum. Hermes e Nelba, que me acolheram, me ajudaram e que também se tornaram amigos muito queridos. Ao Vaguinho, por me abrir as portas da comunidade e por tanto ensinamento inspirador enquanto liderança comunitária.

Ao professor Alexandro Solórzano e toda equipe do Laboratório de Biogeografia e Ecologia Histórica (LaBEH) pelas discussões em grupo e pelas amizades. À Dani e Isabelle um agradecimento especial pela força em campo. À Alê, que em diversos momentos foi uma grande salvadora!

Ao Laboratório de Geo-Hidroecologia e Gestão de Riscos (GEOHECO-UFRJ) e à Fiocruz, enquanto Observatório de Territórios Sustentáveis e Saudáveis da Bocaina (OTSS) pelo apoio e parceria na pesquisa. Ao Leonardo Freitas pela contribuição ao trabalho. Ao professor Anderson Sato pela disponibilidade e colaboração sempre que solicitada. À toda equipe do GEOHECO e do OTSS pelo aprendizado e reflexões constantes. À Letícia e Ilgner, pelos apoios em campo e à Karine, pela força na organização do mar de dados e planilhas.

À querida Inês Machline por todo apoio na fito e pelo carinho e atenção sempre. Ao Gilson, cuja contribuição também foi fundamental na identificação das plantas.

Às minhas “maridas”, Carol e Roberta por não mais que tudo. Pela parceria na vida e no caminhar lado a lado. Pelos campos mais divertidos e mais difíceis, pelo apoio em todas as etapas desse trabalho, pelas reflexões mais profundas, seja em relação à pesquisa ou a qualquer outro assunto. Pelo aprendizado constante e conjunto. Nunca vou ter palavras suficientes pra agradecer vocês.

À Letícia, por ter amenizado tantas vezes minhas angústias.

Aos meus pais, Ana Stingel e Eduardo Fraga pelo apoio incondicional às minhas escolhas e trajetória.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos. À PUC-Rio e todos os docentes com os quais tive muitos aprendizados desde o período da graduação.

À Grande Mãe Divina, fonte de toda vida, com toda sua grandeza e beleza, agradeço por tantos presentes no caminho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

## Resumo

Fraga, Joana Stingel; Oliveira, Rogério Ribeiro de. **Mudanças socioambientais históricas e resultantes geo-hidroecológicas em áreas de manejo (Quilombo do Campinho da Independência, Paraty, RJ)**. Rio de Janeiro, 2021. 199 p. Tese de Doutorado – Departamento de Geografia e Meio Ambiente, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

O litoral sul fluminense vem passando por muitas mudanças desde a abertura da rodovia Rio-Santos na década de 1970, o que provocou diversos conflitos socioambientais em decorrência de um intenso processo de especulação imobiliária. Em paralelo, a criação de diversas unidades de conservação restringiu práticas das comunidades tradicionais locais e reorganizaram de diversas formas seus territórios. No ano de 2014, a crise hídrica do sudeste brasileiro afetou também comunidades rurais em Paraty, entre elas, a comunidade do Quilombo Campinho da Independência localizada na bacia do rio Carapitanga. Buscou-se compreender se a crise hídrica local se deu em decorrência unicamente de uma variabilidade climática ou se foi potencializada por mudanças socioambientais recentes. Sendo assim, foram analisados os processos sociais históricos que conduziram às mudanças de uso do solo na região, tendo como foco as comunidades quilombolas e suas formas de resistência e adaptação aos diferentes contextos históricos. Em seguida, foram analisadas variáveis ambientais locais como a distribuição histórica da precipitação na bacia do Carapitanga e as resultantes geo-hidroecológicas do manejo tradicional. Para tal, foram selecionadas três áreas no Quilombo do Campinho que foram utilizadas em tempos distintos: florestas de 30 e 50 anos regeneradas após abandono de roças e uma área de agrofloresta, recentemente implementada (10 anos). As variáveis monitoradas, coletadas e analisadas ao longo da pesquisa foram: precipitação, interceptação florestal, umidade do solo, capacidade de retenção hídrica da serrapilheira, propriedades físicas e condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) do solo, levantamento fitossociológico das áreas regeneradas após o uso e a classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos. Os resultados indicam que o manejo destas comunidades produz na paisagem um mosaico vegetacional em diferentes estágios sucessionais com diferentes funções geo-hidroecológicas. Dentre essas funções, as três áreas se destacaram diferentemente. De forma geral, a agrofloresta apresentou maiores valores de  $K_{sat}$  e umidade do solo, consistindo numa área de maior recarga e armazenamento de água, além das espécies cultivadas servirem de alimento para a fauna, fortalecendo interações ecológicas. A floresta de 30 anos apresentou a maior diversidade de espécies arbóreas e a floresta de 50 anos a maior diversidade estrutural dos indivíduos arbóreos e, conseqüentemente, a maior interceptação da precipitação. Ainda que a luta e a resistência das comunidades tradicionais tenham produzido avanços, políticas e dinâmicas mais recentes na região aliadas às tendências pluviométricas para o sudeste brasileiro acendem alertas, uma vez mais, para as conseqüências socioambientais do modelo político e econômico dominante.

## Palavras-chave

Mata Atlântica; hidrologia florestal; sucessão ecológica; História Ambiental; manejo tradicional.

## Abstract

Fraga, Joana Stingel; Oliveira, Rogério Ribeiro de. **Historical socioenvironmental changes and geo-hidroecological resultants in management areas (Quilombo do Campinho da Independência, Paraty, RJ)**. Rio de Janeiro, 2021. 199 p. Tese de Doutorado – Departamento de Geografia e Meio Ambiente, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

The southern coast of Rio de Janeiro has undergone many changes since the opening of the Rio-Santos highway in the 1970s. This fact has caused several socio-environmental conflicts as a result of an intense process of real estate speculation and several conservation units were created, which controlled traditional community practices and so, reorganized their territories in different ways. In 2014, the water crisis in southeastern Brazil also affected rural communities in Paraty, including the Quilombo Campinho da Independência community located in the Carapitanga river basin. We sought to understand if the local water crisis occurred solely as a result of climate variability or if it was enhanced by recent socio-environmental changes. Thus, the historical social processes that led to changes in land use in the region were analyzed, focusing on quilombola communities and their forms of resistance and adaptation to different historical contexts. Then, local environmental variables were analyzed, such as the historical distribution of precipitation in the Carapitanga basin and the geo-hidroecological results of traditional management. To this end, three areas were selected in Quilombo do Campinho that were used at different times: 30- and 50-year-old forests regenerated after the abandonment of swiddens and an agroforestry area, recently implemented (10 years). The variables monitored, collected and analyzed throughout the research were: precipitation, forest interception, soil moisture, litter water retention capacity, physical properties and saturated hydraulic conductivity (Ksat) of the soil, phytosociological survey of regenerated areas after use and the classification of tree species into ecological groups. The results indicate that the management of these communities produces a vegetation mosaic in the landscape at different successional stages with different geo-hidroecological functions. Among these functions, the three areas stood out differently. In general, the agroforestry showed higher values of Ksat and soil moisture, consisting of an area of greater water recharge and storage, in addition to the cultivated species serving as food for the fauna, strengthening ecological interactions. The 30-year-old forest had the greatest diversity of tree species and the 50-year-old forest the greatest structural diversity of individual trees and, consequently, the greatest precipitation interception. Although the struggle and resistance of traditional communities have produced advances, more recent policies and dynamics in the region, combined with rainfall trends for the Brazilian Southeast, raise alerts, once again, for the socio-environmental consequences of the dominant political and economic model.

## Keywords

Atlantic Forest; forest hidrology; ecological succession; Environmental History; traditional management.

## Sumário

1 Introdução .....	15
1.1 Objetivo geral .....	26
1.2 Objetivos específicos .....	26
2 Mudanças socioambientais históricas dos quilombos em Paraty (RJ) .....	27
2.1 História Ambiental e a paisagem como documento histórico .....	27
2.2.1 Porto de Paraty (séc. XVI-XVIII): O “intermediário sem recursos” ....	34
2.2.2 Café, cachaça e o tráfico de africanos (séc. XIX) .....	37
2.2.3 Um século de “isolamento” (séc. XIX-XX) .....	40
2.2.4 A abertura da Rodovia Rio-Santos e seus impactos no(s) território(s) ..	44
2.3 Contextualização ambiental de Paraty .....	54
3 Resultantes geo-hidroecológicas do manejo tradicional .....	60
3.1.3.1 Interceptação .....	73
3.1.3.2 Água no solo .....	76
3.3.2 Série histórica de precipitação .....	85
3.3.3.1 Precipitação .....	90
3.3.3.2 Interceptação .....	91
3.3.3.3 Umidade do solo .....	93
3.3.4 Levantamento da vegetação .....	95
3.3.4.1 Fitossociologia .....	95
3.3.4.2 Caracterização da agrofloresta .....	98
3.3.5 Capacidade de retenção hídrica da serrapilheira .....	98
3.3.6 Propriedades físicas do solo .....	99
3.3.6.1 Granulometria .....	99
3.3.6.2 Agregados .....	100
3.3.6.3 Porosidade e densidade aparente .....	101
3.4 Resultados .....	105
3.4.1 Série histórica da estação Patrimônio (1968-2010) .....	105
3.4.1.1 Precipitação anual e classificação de anos-padrão .....	105
3.4.1.2 Precipitação mensal: anos secos e chuvosos .....	108
3.4.1.3 Precipitação diária: anos secos e chuvosos .....	112



3.4.2 O evento da crise hídrica de 2013-2015 na bacia do Carapitanga.....	116
3.4.3 Chuva no período de estudo (2018-2020) .....	120
3.4.4 Levantamento da vegetação.....	123
3.4.4.1 Fitossociologia das florestas manejadas .....	123
3.4.4.2 Caracterização da agrofloresta.....	142
3.4.5 Intercepção.....	145
3.4.6 Capacidade de retenção hídrica da serrapilheira .....	150
3.4.7 Propriedades físicas do solo .....	151
3.4.7.1 Granulometria.....	151
3.4.7.2 Agregados .....	154
3.4.7.3 Porosidade .....	158
3.4.8 Condutividade hidráulica.....	159
3.4.9 Umidade do solo.....	162
 4 Considerações finais: as resultantes socioambientais da cultura tradicional no território e as perspectivas para a região .....	 172
 5 Referências .....	 181

## Lista de figuras

Figura 1. Localização da bacia do rio Carapitanga no município de Paraty (RJ) e delimitação de territórios tradicionais na bacia (indígenas e Quilombola). .....	21
Figura 2. Caminhos históricos que ligavam o interior com o litoral fluminense. .	36
Figura 3. Calçamento de antiga estrada em trecho que liga São José do Barreiro (SP), no Vale do Paraíba ao litoral, em Mambucaba (Angra dos Reis, RJ). Acervo próprio. ....	38
Figura 4. Ruínas de antigos engenhos de aguardente em Paraty: a) escada de pedra em Martim de Sá; b) o chamado “inferno”, onde ficava apoiada a roda d’água no Saco do Mamanguá; c) roda d’água na praia do Engenho. Fotos: Rogério Ribeiro de Oliveira. ....	41
Figura 5. Região Hidrográfica (RH) da Baía da Ilha Grande no contexto da região sudeste e do litoral sul do estado do Rio de Janeiro. ....	54
Figura 6. Mapa geológico do município de Paraty. O contorno preto refere-se à localização aproximada da bacia do rio Carapitanga, também chamado de rio Parati-mirim. Adaptado de Heilbron <i>et al.</i> , 2016. ....	55
Figura 7. Ocorrência de tipos de solo no município de Paraty. O contorno preto refere-se à localização aproximada da bacia do rio Carapitanga. Adaptado de Carvalho Filho <i>et al.</i> (2003). ....	56
Figura 8. Cobertura e uso do solo do bioma Mata Atlântica. A seta vermelha indica a localização do município de Paraty e sua contextualização nos remanescentes florestais atuais do bioma. Extraído de Rezende <i>et al.</i> , 2018. ....	58
Figura 9. Mapa de cobertura e uso do solo dos municípios de Paraty, Angra dos Reis e Mangaratiba. Produzido a partir de dados da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), 2018. ....	59
Figura 10. Esquema do processo de interceptação. P - Precipitação; ET - evapotranspiração; Ac – armazenamento nas copas; At - fluxo de atravessamento; Ft - fluxo de tronco; As – armazenamento na serrapilheira. Extraído de Coelho Netto (2005). ....	74
Figura 11. Mecanismo dos fluxos da serrapilheira. Extraído de Coelho Netto (2005). ....	76
Figura 12. Rotas de fluxos nas encostas. FSH = fluxo superficial Hortoniano, FS = fluxo subterrâneo, FSSch = fluxo subsuperficial de chuva e FSSat = fluxo superficial de saturação. Dunne & Leopold (1978) e modificado por Coelho Netto (2003). ....	77
Figura 13. Localização da APA Cairuçu, bacia do rio Carapitanga, Quilombo do Campinho e área de estudo. ....	81
Figura 14. Localização dos sítios amostrais na área de estudo. ....	82
Figura 15. Roça de mandioca consorciada com milho; bananeiras e indivíduos de palmito juçara à esquerda; e indivíduos de palmito pupunha à direita na área de estudo próxima aos sítios amostrais. ....	83
Figura 16. a) abertura da Rio-Santos, 1972 (Google imagens); b) trecho do rio Carapitanga com sinais de assoreamento. ....	84
Figura 17. Localização da bacia do Carapitanga e Quilombo do Campinho, principais estações pluviométricas do município e suas médias históricas de precipitação: Patrimônio (1968-2005), Parati (1963-2005), São Roque (1968-2005) e Vila Mambucaba (1982-2005). ....	85

Figura 18. Monitoramento da precipitação com pluviômetro automático (ao centro) conectado ao data logger (inserido na caixa cinza logo abaixo) recarregado pela placa solar (à esquerda). À direita, o pluviômetro manual. ....	90
Figura 19. Sistema de atravessamento na floresta de 30 anos: a) calha com mangueira e reservatórios ao fundo. b) reservatório preso na árvore um pouco acima do solo para ser esvaziado pela torneira localizada na parte inferior. ....	91
Figura 20. Área da agrofloresta (AF) com <i>data logger</i> do sensor de umidade ao centro. ....	92
Figura 21. Instalação dos sensores de umidade na agrofloresta. Abertura do furo no solo com o trado, posicionamento do sensor dentro do cano de PVC e inserção do sensor no solo. ....	94
Figura 22. Data logger dos sensores de umidade e calha de atravessamento ao fundo na floresta de 30 anos. ....	94
Figura 23. Disposição dos transectos de levantamento da vegetação ao longo da encosta. ....	95
Figura 24. Coleta de serrapilheira para análise de retenção hídrica. ....	99
Figura 25. Coleta de amostra indeformada de solo para análise de porosidade total. ....	102
Figura 26. Detalhamento do Amozímetro. Adaptado do manual de instruções do equipamento. ....	103
Figura 27. Delimitação da área para abertura da trincheira na floresta de 30 anos e localização aproximada dos pontos de ensaio (círculos vermelhos). ....	105
Figura 28. Totais pluviométricos anuais da estação Patrimônio (1968-2010), média, desvio padrão e média móvel de 5 anos. ....	106
Figura 29. Médias mensais da série histórica (1968-2010) da estação Patrimônio e médias de anos secos e chuvosos. ....	109
Figura 30. Variações mensais dos anos secos e chuvosos em relação à média da série histórica (1968-2010) da estação Patrimônio. ....	110
Figura 31. Frequência média anual da intensidade diária de chuva para anos secos e chuvosos. ....	113
Figura 32. Frequência média mensal das classes de chuva nos anos secos. ....	114
Figura 33. Frequência média mensal das classes de chuva nos anos chuvosos. .	115
Figura 34. Contribuição percentual acumulada das classes de intensidade de chuva diária nos totais pluviométricos médios dos anos secos e chuvosos. ....	116
Figura 35. Esquema conceitual da circulação de baixos níveis de superfície durante um verão normal (A) e o verão seco de 2014 (B). A letra “A” da imagem B representa o anticiclone de bloqueio. Extraído de Marengo <i>et al.</i> , 2015. ....	117
Figura 36. Variação da precipitação mensal entre final de 2013 e início de 2016 em relação à média histórica (1968-2010) - estação Patrimônio. ....	118
Figura 37. Mudanças de uso e ocupação do solo entre os anos 1993 e 2008 na bacia do rio Carapitanga. Modificado de Silva (2010). ....	120
Figura 38. Precipitação mensal dos anos de estudo, média histórica (1968-2010), desvio padrão (DP) e médias mensais dos anos secos e chuvosos da estação Patrimônio. ....	121
Figura 39. Frequência média anual de intensidade diária de chuva (2018-2020) no Quilombo do Campinho. ....	122
Figura 40. Porcentagem de espécies por categoria sucessiona l nas florestas de 30 e 50 anos. SC – sem classificação. ....	128
Figura 41. Distribuição dos indivíduos arbóreos amostrados em famílias. ....	130

Figura 42. Distribuição da porcentagem de indivíduos arbóreos por classes de diâmetro nas florestas de 30 e 50 anos. ....	133
Figura 43. Indivíduos que apresentaram os dez maiores valores de diâmetro na Floresta de 30 anos. ....	134
Figura 44. Indivíduos que apresentaram os dez maiores valores de diâmetro na Floresta de 50 anos. ....	134
Figura 45. Distribuição dos indivíduos arbóreos nas florestas de 30 e 50 anos por altura (m). ....	135
Figura 46. Frequência acumulada da porcentagem de indivíduos por altura nas florestas de 30 e 50 anos. ....	136
Figura 47. Indivíduos com as dez maiores alturas na floresta de 30 anos. ....	137
Figura 48. Indivíduos com as dez maiores alturas na floresta de 50 anos. ....	137
Figura 49. Altura e diâmetro dos indivíduos arbóreos na área da agrofloresta. ..	144
Figura 50. Predação nas áreas manejadas. ....	144
Figura 51. Cobertura do solo por <i>Brillantaisia</i> sp. na agrofloresta, espécie exótica de chegada recente à região. ....	145
Figura 52. Precipitação (barras azuis) e atravessamento nas florestas de 30 e 50 anos entre setembro de 2018 e outubro de 2019). ....	146
Figura 53. Atravessamento médio (%) por acumulado de chuva no período de setembro/2018 a outubro/2019. ....	147
Figura 54. Correlação entre precipitação e atravessamento na floresta de 30 anos (F30) e na floresta de 50 anos (F50). ....	148
Figura 55. Interceptação média (%) por classes de acumulados de chuva nas florestas de 30 (F30) e 50 anos (F50). ....	149
Figura 56. <i>Boxplot</i> dos valores de capacidade de retenção hídrica (CRH) da serrapilheira. A linha horizontal interna das caixas representa a mediana; as inferiores e superiores correspondem aos primeiros e terceiros quartis respectivamente; extremidades das linhas verticais representam os maiores e menores valores amostrados; os pontos correspondem às amostras de valores discrepantes em relação ao resto do conjunto amostral ( <i>outliers</i> ). ....	151
Figura 57. Composição granulométrica (%) das três áreas de estudo: argila (<0,005 mm); silte (0,005-0,05 mm); areia fina (0,05-0,42 mm); areia média (0,42-2 mm); areia grossa (2,0-4,8 mm); pedregulho (>4,8 mm). ....	153
Figura 58. Porcentagem de agregados nas três áreas de estudo. ....	155
Figura 59. Porosidade total média dos solos nas três áreas de estudo. ....	158
Figura 60. Média dos valores de condutividade hidráulica saturada (mm/h) para as três áreas de estudo: agrofloresta (AF), floresta de 30 anos (F30) e floresta de 50 anos (F50). ....	160
Figura 61. Média de sucção (-kPa) com base nos dados de 15 minutos do período entre 16/03/2019 e 12/03/2020. ....	163
Figura 62. Perfil do solo na floresta de 30 anos com concentração das raízes nos primeiros 20 cm. ....	164
Figura 63. Perfil do solo na agrofloresta. ....	165
Figura 64. Perfil do solo na floresta de 50 anos. ....	166
Figura 65. Sucção (-kPa) e precipitação (mm) diárias nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020. ....	167
Figura 66. Variação da sucção aos 20 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020. ....	169
Figura 67. Variação da sucção aos 50 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020. ....	169

Figura 68. Variação da sucção aos 80 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.....	170
Figura 69. Variação da sucção aos 120 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.....	171
Figura 70. Variação da sucção aos 200 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.....	171

## Lista de tabelas

Tabela 1. Relação de cobertura de vegetação nativa (Vn) por área total (At) dos 10 município do estado do Rio de Janeiro com maiores índices (Vn/At). Valores em hectares. Calculado com base nos dados do Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), 2018. ....	59
Tabela 2. Características dos componentes arbóreos por estágio sucessional em florestas tropicais úmidas da Américas. Adaptada de Budowski (1965). ....	67
Tabela 3. Estações com maior número de dados disponíveis para o município de Paraty e porcentagem de falhas diárias de cada estação.....	86
Tabela 4. Definição de anos-padrão conforme método do desvio-padrão (dp) (ARMOND, 2014).....	87
Tabela 5. Número de falhas diárias para cada ano da série histórica da estação Patrimônio (1968-2020). ....	87
Tabela 6. Falhas no monitoramento hidrológico - anos de estudo. ....	89
Tabela 7. Valores de média e desvio padrão da série histórica da estação Patrimônio (1968-2010). Base de cálculo para estabelecimento das classes de anos-padrão. ....	106
Tabela 8. Classes e frequência de anos-padrão de acordo com os valores da série histórica da estação Patrimônio (1968-2010). ....	107
Tabela 9. Totais anuais da série histórica (1968-2010) e falhas diárias da estação Patrimônio classificados em anos-padrão e organizados por décadas. Em negrito, os anos selecionados. ....	107
Tabela 10. Frequência (%) de anos-padrão por década e série histórica. Os anos de 1968 e 1969 foram desconsiderados para que todas décadas tivessem o mesmo número de anos. ....	108
Tabela 11. Precipitação mensal - estação Patrimônio (1968-2010). DP - desvio padrão (mm); CV - coeficiente de variação (%). ....	109
Tabela 12. Precipitação mensal da estação Patrimônio: média da série histórica e dos anos chuvosos (2002, 2005, 2009, 2010). ....	110
Tabela 13. Precipitação mensal da estação Patrimônio: média da série histórica e dos anos secos (1978, 1990, 1992, 1993). ....	111
Tabela 14. Diferenças das médias dos anos secos e chuvosos em relação à série histórica (1968-2010) da estação Patrimônio. ....	111
Tabela 15. Número de dias de chuva (>0,1 mm) para os anos secos (1978, 1990, 1992, 1993) e chuvosos (2002, 2005, 2009, 2010) da estação Patrimônio. ....	112
Tabela 16. Totais precipitados por classes de chuva diária para anos secos e chuvosos e contribuição percentual das classes nos totais anuais. ....	115
Tabela 17. Totais pluviométricos mensais para os anos 2013, 2014 e 2015 e média histórica (M.H: 1968-2010) - estação Patrimônio. *um dia de falha; **dois dias de falhas; ***total anual com 4 dias de falhas (0,82%). ....	118
Tabela 18. Número de dias de chuva (NDC) e máximo mensal (mm) dos anos de 2013-2015. Em destaque chuvas máximas diárias acima de 100 mm. *máximas a partir dos dados disponíveis; **+/- 1 dia; ***+/- 2 dias. ....	119
Tabela 19. Número de dias de chuva (NDC) e máximas de precipitação diária (mm) dos três anos de estudo. ....	122
Tabela 20. Totais pluviométricos (mm) por classes de chuva diária nos três anos de estudo (2018-2020) e seus respectivos percentuais em relação ao total anual dos dias de chuva (>0,1mm). ....	122

Tabela 21. Listagem das espécies levantadas, sua ocorrência nas áreas de estudo e classificação sucessional em grupos ecológicos (GE - Pi = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; Cl = climática e s/d = sem dados). Referências (Ref.): <sup>1</sup> Barreto & Catharino (2015); <sup>2</sup> D'Orazio & Catharino (2013); <sup>3</sup> Freitas (2019); <sup>4</sup> Hardt <i>et al.</i> (2006); <sup>5</sup> Junior <i>et al.</i> (2016); <sup>6</sup> Oliveira <i>et al.</i> (2011); <sup>7</sup> Ramos <i>et al.</i> (2011); <sup>8</sup> Oliveira (1999); <sup>9</sup> Santos <i>et al.</i> (2006); <sup>10</sup> Silva <i>et al.</i> (2004); <sup>11</sup> Silva <i>et al.</i> (2003); <sup>12</sup> Soares (2010). .....	124
Tabela 22. Características gerais da vegetação nas áreas de estudo. CV - coeficiente de variação (%). .....	131
Tabela 23. Parâmetros estruturais em diferentes formações de Mata Atlântica..	132
Tabela 24. Valores de índice de Shannon (H' - nats/ind) e equabilidade de Pielou (J) em diferentes formações de Mata Atlântica. ....	138
Tabela 25. Ordenação das espécies de acordo com o valor de cobertura (VC) na floresta de 30 anos. N = número de indivíduos, D.R = densidade relativa, DoR = dominância relativa.....	139
Tabela 26. Ordenação das espécies de acordo com o valor de cobertura (VC) na floresta de 50 anos. N = número de indivíduos, D.R = densidade relativa, DoR = dominância relativa.....	140
Tabela 27. Número de indivíduos por espécie na agrofloresta.....	142
Tabela 28. Valores de interceptação (%) em florestas tropicais. *valores para dois anos de estudo.....	148
Tabela 29. Valores mínimos, máximos, média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da biomassa seca de serrapilheira acumulada sobre o solo nas áreas de estudo. Valores com a mesma letra não indicam diferença significativa (p < 0,001) pelo teste Kruskal-Wallis. ....	150
Tabela 30. Capacidade média de retenção hídrica (CRH) da serrapilheira, desvio padrão, e coeficiente de variação. Valores com a mesma letra não indicam diferença significativa (p < 0,001) pelo teste Kruskal-Wallis. ....	150
Tabela 31. Granulometria e classes texturais das áreas de estudo. ....	154
Tabela 32. Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e índice de estabilidade de agregados (IEA) nas áreas de estudo: AF – agrofloresta; F30 – floresta 30 anos; F50 – floresta 50 anos. ....	157
Tabela 33. Valores de porosidade (%) de cada amostra de solo, médias, coeficiente de variação (CV-%) e densidade aparente (Da) para as três áreas de estudo.....	159
Tabela 34. Valores de condutividade hidráulica saturada (Ksat) para as três áreas de estudo (em mm/h). ....	161
Tabela 35. Valores de Ksat e propriedades do solo para diferentes coberturas. Ps - porosidade do solo; Da - densidade aparente; Ksat - condutividade hidráulica saturada média. *valores de mediana. ....	162
Tabela 36. Mudança de uso e cobertura do solo no município de Paraty entre 1973 e 2008. Extraído de Silva (2010). ....	179

# 1

## Introdução

O debate acerca das relações entre sociedade-natureza cresce progressivamente a cada sinal drástico da crise socioambiental contemporânea, colocando em xeque as repercussões da racionalidade e do modelo de desenvolvimento da sociedade ocidental. Vivemos atualmente uma pandemia globalizada que já matou milhões de pessoas ao redor mundo e tem contribuído para agravar a fome, tanto no Brasil, como em outros países<sup>1</sup>, conflitos armados já experienciados há anos por muitos países vêm se intensificando - inclusive no Brasil<sup>2</sup> - e os mais recentes alertas sobre as alterações climáticas (IPCC, 2021) parecem ser indicativos suficientes de que são necessárias mudanças civilizatórias profundas na forma como nos relacionamos enquanto sociedade, com nossos meios de vida e com outras formas de vida não humanas.

As tensões da relação entre a sociedade ocidental e os sistemas naturais se revelam de diversas formas e expõem não só nossas vulnerabilidades, como nossa participação enquanto sociedade que interage com os sistemas naturais, sendo parte integrante e, principalmente, dependente desses sistemas. As sociedades humanas, quaisquer que sejam suas condições ou níveis de complexidade não existem num vazio ecológico. Elas afetam e são afetadas pelas dinâmicas, ciclos e pulsos da natureza, o que supõe o reconhecimento de que os seres humanos, organizados em sociedade, respondem não só a fenômenos ou processos de caráter exclusivamente sociais, como também são afetados pelos fenômenos da natureza (TOLEDO, 2008).

---

<sup>1</sup><https://economia.uol.com.br/noticias/redacao/2021/05/22/fome-provocada-pela-pandemia-atinge-19-mi-de-brasileiros-diz-levantamento.htm> - acesso em 13/04/2021.

<https://www.unicef.org/brazil/comunicados-de-imprensa/relatorio-da-onu-ano-pandemico-marcado-por-aumento-da-fome-no-mundo> - acesso em 13/04/2021.

<sup>2</sup><https://www.cartacapital.com.br/sociedade/numero-de-assassinatos-cometidos-por-policiais-cresce-7-na-pandemia/> - acesso em 13/04/2021.

<https://g1.globo.com/monitor-da-violencia/noticia/2020/09/03/no-de-pessoas-mortas-pela-policia-cresce-no-brasil-no-1o-semester-em-plena-pandemia-assassinatos-de-policiais-tambem-sobem.ghtml> - acesso em 13/04/2021.



Crises ambientais foram comuns ao longo da história da humanidade. A sobreutilização dos recursos ambientais pelas sociedades humanas não constitui uma novidade (MARQUADT, 2006), mas a crise global atual possui características que vão muito além das problemáticas “meramente” ambientais.

A ocidentalização do mundo instituiu um regime de verdades através de um discurso legitimador da superioridade ocidental “institucionalizado através das leis, da educação, das relações econômicas e das formas políticas” (RUA, 2007, p.157). O desenvolvimento como sinônimo de progresso a ser alcançado pelos países do sul global a partir do instrumental da modernização promovido pela evolução das técnicas se sobrepõem à multiplicidade de recursos naturais e humanos nas diferentes partes do planeta (RUA, 2007).

O modelo social dominante se restringe a reproduzir uma única forma de observar, conhecer e conviver com o mundo. Toledo e Barrera-Bassols (2008) atribuem isso à perda da capacidade de recordar da sociedade moderna, ao esquecimento de que os seres humanos não são a única espécie no planeta e à ignorância de que existiram e ainda existem outras formas de se relacionar com o que não é humano, assim como existem diversas outras maneiras de se organizar como coletivos sociais a partir de outros sistemas de valores.

A história das sociedades humanas sempre implicou numa relação mútua e indissociável com os sistemas naturais, na qual o ser humano teve que adaptar-se ao seu ambiente, adaptando também o ambiente às suas necessidades por meio de técnicas adquiridas ao longo do tempo, compondo sistemas coevolutivos que resultam nas paisagens atuais e que estão em constante mudança e adaptação. A inseparabilidade sociedade-natureza parte do pressuposto que o ser humano não apenas necessita da natureza para sobreviver, que ele não apenas a transforma e a produz, mas por ela é transformado, ele é parte e produto desta natureza.

Para Molina (2009), a História ambiental “pode ser definida como o estudo histórico da evolução e da mudança das sociedades humanas nas quais os processos naturais e sociais são considerados como agentes ativos em permanente e mútua determinação” (p.227). Assim, do ponto de vista dos processos sociais, as atividades humanas de apropriação dos ecossistemas são guiadas por constructos culturais, ações políticas, demandas econômicas e viabilidade técnica em diferentes tempos históricos.

No caso da sociedade ocidental, a evolução das técnicas conduzida pela excessiva ênfase na racionalidade científica e na lógica da acumulação de capital levou a atitudes na direção oposta às leis ecológicas e a enormes desigualdades sociais. Modificamos o ambiente de tal forma que perdemos o contato com nossa base biológica e ecológica mais do que qualquer outra cultura ou civilização, expondo uma flagrante disparidade entre o desenvolvimento unilateral do poder intelectual, conhecimento científico e qualificações tecnológicas em detrimento da sabedoria, espiritualidade e a ética (CAPRA, 2006).

Para o autor, a compreensão do funcionamento dos ecossistemas é dificultada pela própria natureza da mente racional, uma vez que o pensamento racional é linear, enquanto que a consciência ecológica decorre de “uma intuição de sistemas não-lineares” (CAPRA, 2006, p. 38). Holling *et al.* (2002) demonstram bem isso quando trazem exemplos de manejo de recursos que, ao focarem especificamente na resolução de problemas ambientais por meio do controle de variáveis-alvo, acabam gerando mudanças em outros componentes ecológicos, sociais ou culturais ao longo do tempo que podem, em última análise, levar ao colapso todo o sistema.

Compreender as problemáticas socioambientais atuais a partir da complexidade de suas interrelações entre os sistemas sociais e naturais em suas múltiplas escalas espaciais e temporais constitui um desafio fundamental para superá-las adequadamente. Podemos dizer que a paisagem que hoje se apresenta é fruto de transformações pretéritas de diferentes usos em um processo cumulativo de interações entre fatores sociais e naturais. Muitos trabalhos vêm demonstrando que o que se considera atualmente como “natureza natural” pode se tratar, na realidade, de um mosaico vegetacional, fruto de diferentes sistemas pretéritos manejados direta ou indiretamente por comunidades humanas (ADAMS, 1994; CLARK, 1996).

No caso da Mata Atlântica, a intervenção humana mais acentuada teve como início a chegada do colonizador ao continente e sua continuidade se deu de acordo com os diferentes complexos socioecológicos e demandas nacionais e internacionais (como a produção de açúcar no período colonial, o café no Império e na República). Sobre estes, pode ser encontrada numerosa documentação por constituírem economias centrais, de um único produto, muitas vezes incentivadas politicamente e voltadas para a exportação. Porém, ressaltam Oliveira & Engemann

(2009) que, além das terras voltadas para o cultivo da cana e do café, muita terra era necessária para implantação de roças de subsistência que constituíam importante atividade para grupos incluídos precariamente no sistema. Baseada, principalmente, no regime de derrubada-plantio-pousio, esta forma de ocupação gerou extensas áreas de florestas secundárias, único testemunho sobre outros tipos de ocupação e uso do solo que não as das principais economias (OLIVEIRA & ENGEMANN, 2009).

O município de Paraty, localizado no litoral sul do estado do Rio de Janeiro teve seu histórico influenciado de diversas formas pelas diferentes fases dos ciclos socioeconômicos nacionais e internacionais. No entanto, suas características ambientais, marcadas pelo relevo montanhoso e estreitas planícies litorâneas limitaram a instalação das grandes lavouras agroexportadoras, o que fez com que durante muito tempo a região fosse relegada pela economia central, permitindo que grupos marginalizados pela sociedade se territorializassem e desenvolvessem seus modos de vida próprios. Nesse contexto, destacam-se as comunidades Quilombolas que, como será abordado, tiveram a possibilidade de ter acesso à terra e conseqüentemente, a seus meios de subsistência em um período de pós-abolição em que não foram devidamente incorporadas à sociedade.

No entanto, desde a década de 1970, Paraty vem passando por grandes mudanças que alteraram significativamente o modo de vida de seus antigos moradores e causaram repercussões diversas nos usos do solo locais. Nesse período, o município fez parte de um projeto federal de Plano de Aproveitamento Turístico (Projeto Turis), que pretendia “equacionar o problema turístico do litoral Rio/Santos” (SIQUEIRA, 1989) e foi possibilitado a partir da abertura da rodovia BR-101 que atravessa quase o litoral inteiro do Brasil. Até então, a cidade de Paraty vivia um período de relativo isolamento em relação a outros centros, considerado como um período de estagnação econômica de sua história (SOUZA, 1994).

Nesse período de isolamento, a população de Paraty era composta principalmente de comunidades que praticavam a pesca e a agricultura como forma de sobrevivência, fosse para consumo próprio ou para comercializar em pequenos comércios locais e regionais. A comunicação terrestre era feita por trilhas na mata - muitas delas originárias dos tupinambás que habitavam a região - com burros e mulas transportando peixe seco, cachaça e farinha produzidas localmente. As trilhas atravessavam as matas em direção aos centros urbanos onde, depois de demoradas

caminhadas, trocava-se, ou vendia-se a matéria-prima para obtenção de tecidos para roupas, sal ou querosene (VIANNA, 2008).

A abertura da rodovia Rio-Santos (BR-101) retirou de vez a região do isolamento em relação a outros centros urbanos expondo-a a dois dos mais ricos mercados consumidores do país: Rio de Janeiro e São Paulo. Quando o litoral é redescoberto pela classe média urbana, a maioria das populações locais começa a perder suas terras, incapazes de lidar com forças econômicas muitas vezes coercitivas. Unidades de conservação da Mata Atlântica começam a ser criadas, fazendo com que essas populações passem a ter que lutar também contra o governo e os preservacionistas, que buscavam proteger a paisagem de quem havia ajudado a construí-la (OLIVEIRA, 1999; ADAMS, 2002).

As técnicas tradicionais de uso do solo, que incluíam a derrubada e queima da floresta para cultivos de subsistência foram suprimidas por restrições legais dos órgãos ambientais. Como consequência, as populações locais tiveram que buscar outras formas de sustento a partir de atividades não-agrícolas e áreas antes utilizadas para agricultura foram abandonadas, submetidas ao processo de regeneração florestal. A indústria do turismo em pouco tempo transformou as bases econômicas do litoral. Foram erguidos loteamentos, realizadas obras de aterros e drenagem e devastadas áreas de Mata Atlântica. Territórios de posse comunitária e centenária foram transformados em terrenos mercantilizáveis, com populações de pescadores e agricultores sendo expulsos de suas propriedades ou transformados em empregados em seus próprios terrenos por moradores das grandes cidades como Rio de Janeiro e São Paulo que adquiriam na região “casas de fim de semana” (VIANNA, 2008).

Segundo Adams (2002), o debate acerca da presença de populações tradicionais em unidades de conservação restritivas da Mata Atlântica teve início na década de 1980, envolvendo principalmente as comunidades caiçaras. Esse debate é usualmente polarizado entre dois grupos antagônicos: os antropocentristas, que têm defendido a permanência dessas populações em áreas protegidas, e os conservacionistas, que defendem sua remoção, baseando-se no argumento de fragilidade dos ecossistemas e do caráter destruidor do ser humano. Ainda que atualmente exista uma certa tendência de aceitação da permanência dessas comunidades em unidades de conservação, a autora argumenta que a identidade “ecologicamente correta” que historicamente se construiu em torno dessas

comunidades para que sua permanência no território fosse garantida, é problemática entre outras coisas, por criar uma ideia de uma cultura estática, ahistórica que pode contribuir a médio e longo prazo para reforçar a posição periférica desses grupos. A situação atual vivida pelas comunidades tradicionais frente ao debate ambientalista é parte do seu longo processo histórico de exclusão socioeconômica dos sistemas colonial, nacional e global. Nesse processo, as comunidades tradicionais tiveram que desenvolver diversas estratégias de sobrevivência que demonstram sua habilidade histórica de adaptação a contextos econômicos (e políticos) em constante mudança (ADAMS, 2002).

Entre os anos de 2013 e 2015, a região sudeste do Brasil sofreu prolongadas estiagens que afetaram a disponibilidade hídrica dos reservatórios de água, impactando os múltiplos usos da água para diversos setores da sociedade, inclusive nos períodos de verão, tradicionalmente muito chuvosos (COELHO *et al.* 2016). No ano de 2014, foi registrado o pior evento de seca desde 1930 na região e entre 2014-2015 foi necessário recorrer ao chamado volume morto pela primeira vez nos sistemas do rio Paraíba do Sul e Cantareira, os dois maiores reservatórios para abastecimento urbano na região sudeste, sendo o Cantareira um dos maiores do mundo (MARENGO *et al.* 2015).

Jardim (2015) argumenta, no entanto, que a crise hídrica de 2014 não pode ser creditada exclusivamente aos baixos totais pluviométricos, afinal, como poderíamos falar de crise hídrica no país com maior potencial hídrico do mundo? Ela seria um reflexo da combinação de variabilidades climáticas “normais” e de aspectos sociais que vulnerabilizam o sistema de abastecimento hídrico, como o despreparo da gestão pública para lidar com eventos extremos, a falta de planejamento a médio e longo prazo e as desigualdades nas taxas de distribuição e consumo de água nos diversos setores da sociedade.

Em Paraty, moradores do Quilombo Campinho da Independência e de outras comunidades situadas na bacia do rio Carapitanga, localizada na área rural do município, relataram terem vivido pela primeira vez sob a condição de escassez, com diminuição da vazão das nascentes e falta de água intermitente nas residências. O rio Carapitanga está localizado na porção sudoeste do município e drena uma linha de cumeada da serra do Mar que delimita os estados do Rio de Janeiro e São Paulo em direção à baía da Ilha Grande, desaguando no mar em Parati-mirim (figura 1). É a principal referência hídrica de diversas comunidades caiçaras, periurbanas,

rurais, duas comunidades indígenas e uma Quilombola e tem papel fundamental no fornecimento de água para o consumo humano e doméstico (OSWALDO CRUZ *et al.* 2019).

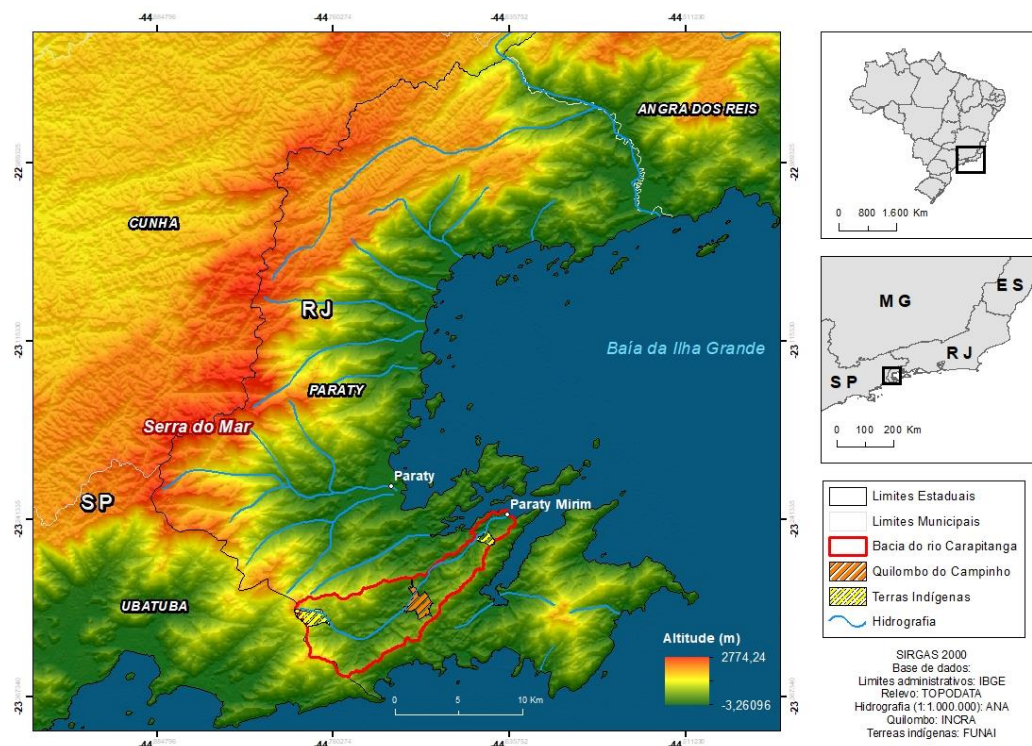


Figura 1. Localização da bacia do rio Carapitanga no município de Paraty (RJ) e delimitação de territórios tradicionais na bacia (indígenas e Quilombola).

Na bacia do rio Carapitanga, a ocupação especulativa e desordenada resultou em assoreamento dos canais, perda de matas ciliares, poluição e contaminação por esgotos domésticos e lixo e edificações em áreas de risco. Durante muito tempo, a abundância hídrica da região mascarou esses problemas que já vinham afetando a quantidade e a qualidade das águas do rio, na medida em que a disponibilidade hídrica, apesar de menor se comparada a períodos anteriores, ainda não havia produzido situações de escassez (OSWALDO-CRUZ *et al.*, 2019).

Muitos dos moradores mais antigos, pertencentes a comunidades que ocupam a região há mais de 300 anos, avaliaram que essa foi a maior seca já vivida por eles. Porém, mesmo durante o período mais agudo da seca observava-se que ainda havia um fluxo de base considerável no canal principal, apesar do volume de água ser perceptivelmente menor do que a população empiricamente conhecia por “normal”. Ou seja, apesar de haver falta de água para uso doméstico e para a agricultura, havia água disponível na bacia de drenagem, o que seria um indicativo

que o problema seria referente à má gestão e à disputa sem mediação pelos recursos hídricos e não à falta de água em si. (OSWALDO CRUZ *et al.* 2019).

No entanto, esse evento pode ser encarado como um sinal de desequilíbrio no sistema socioambiental local que vulnerabilizou a população frente à uma variabilidade climática que pode estar dentro do “normal”. Ou seja, a questão vai além do evento em si. Ele pode ser considerado como mais um alerta dos efeitos das mudanças socioambientais históricas que o local vem passando.

Considerando o longo histórico de interação das comunidades tradicionais com a natureza local como indissociável, coevolutiva e adaptativa, assim como a exclusão histórica e socioambiental à qual esses grupos foram submetidos (ADAMS, 2002), buscaremos analisar como processos sociais – econômicos, políticos, culturais – em diferentes escalas espaço-temporais afetaram essas comunidades, como essas comunidades se adaptaram a esses diferentes processos e quais foram as resultantes desses processos em interação com as dinâmicas dos sistemas naturais.

A cobertura florestal e o uso do solo, assim como outros condicionantes geológico-geomorfológicos, constituem um filtro de entrada das chuvas no solo, além de regularem as condições de percolação e estocagem de água em profundidade. Sendo assim, o uso do solo – passado e presente - pode ser encarado como a forma mais direta de interação entre processos sociais e as dinâmicas naturais.

A chuva e os processos geo-hidroecológicos<sup>3</sup> são dinâmicas propriamente naturais e influenciam a forma como as sociedades produzem o espaço. Da mesma forma, os seres humanos em sociedade modificam esse meio para se adaptar a ele ou adaptá-lo às suas vontades e necessidades. Conhecer as dinâmicas e processos próprios da natureza é fundamental para compreender as resultantes dos diferentes usos do solo e, assim, manejá-lo da melhor forma possível.

---

<sup>3</sup> Segundo Coelho Netto (1999), o termo geo-hidroecologia expressa “uma abordagem integrativa-analítica para o estudo de sistemas de paisagem (ou geoeossistemas). O termo paisagem é aqui apropriado tanto sob a perspectiva geoecológica quanto geomorfológica. No primeiro caso, como um conjunto de ecossistemas interagindo em níveis hierárquicos distintos; no segundo, como uma superfície composta por um conjunto de formas de relevo transitórias ou em regime permanente. A água é vista como um elemento de ligação das esferas terrestres (atmosfera, litosfera, biosfera, homosfera), exercendo um papel importante no controle de relações interdependentes ou funcionais que governam as operações de processo dentro de um determinado geoeossistema” (p. 23, tradução nossa).

Sendo assim, uma ressalva a ser feita é que quando nos referirmos a “sistemas naturais” não estamos necessariamente excluindo a ação humana, mas sim tratando de dinâmicas naturais que podem ou não ter influência humana, assim como podem ou não influenciar agrupamentos humanos. Já quando nos referirmos à sistema socioambiental, a ênfase se dará nos processos sociais que influenciam e interagem de diferentes formas com as dinâmicas naturais e que podem gerar consequências diversas para a sociedade.

Diversos trabalhos já foram realizados no sentido de compreender o retorno da funcionalidade ecológica e da biodiversidade após o uso tradicional do solo (KLEINMAN *et al.* 1995; OLIVEIRA, 1999; ADAMS, 2000; OLIVEIRA & FERNANDEZ, 2017). Mas apesar da importância da água para as comunidades rurais e ecossistemas, a compreensão de como a funcionalidade hidrológica é afetada por esse sistema e como se dá sua recuperação ao longo do processo de sucessão ecológica ainda é muito pouco discutida (ZWARTENDIJK *et al.*, 2017), principalmente na Mata Atlântica. A redução das florestas secundárias a uma condição única significa homogeneizar uma grande variabilidade de processos ecológicos que interagem em graus variados nas dinâmicas hidrológicas. Assim como a Mata Atlântica atualmente pode ser considerada como um mosaico vegetacional em diferentes estágios sucessionais, isso possivelmente implica em um *mosaico vegetacional com diferentes funções geo-hidroecológicas*. Dessa forma, buscaremos entender também como se dá a dinâmica biota-solo-água em áreas que foram submetidas ao manejo tradicional e que passaram pelo processo de regeneração natural após o abandono das atividades em tempos distintos.

O complexo desencadeamento de processos de disputa de poder local e luta das comunidades contra diversos casos de usurpação de seus direitos fez com que lideranças de comunidades caiçaras, indígenas e Quilombolas se unissem para fundar o Fórum de Comunidades Tradicionais de Angra dos Reis, Paraty e Ubatuba (FCT) em 2007 (NASCIMENTO, 2019). Uma das bandeiras do FCT é a agroecologia. A agroecologia enquanto prática e ideologia que enfatiza a capacidade das comunidades locais para inovar, avaliar e adaptar-se ao território é também um instrumento técnico, político, econômico, social e cultural que traz o potencial para a construção da soberania alimentar e a perspectiva de se contrapor ao sistema global agroalimentar hegemônico (SCHIAVINATTO *et al.* 2019). Dessa forma, incluiu-se na presente pesquisa uma área de agrofloresta, como



representativa de uma forma de uso tradicional do solo adaptada às novas condições que foram impostas a esses grupos para conduzir os experimentos de campo.

Sendo assim, algumas perguntas foram levantadas e serviram para orientar esse trabalho: a) do ponto de vista climático, a crise hídrica de 2014 na bacia do rio Carapitanga poderia ser considerada como “atípica” ou “anormal”? ou seria uma das consequências de mudanças socioambientais mais recentes? b) quais foram os vetores político-econômicos que em diferentes fases históricas influenciaram as comunidades na região e como elas se adaptaram a esses processos? c) considerando que o uso do solo tem grande influência nas dinâmicas hidrológicas em superfície e subsuperfície, qual é a resultante das práticas de manejo das comunidades tradicionais nessas dinâmicas? Em suma, busca-se responder quais foram processos históricos que conduziram mudanças no uso do solo local e com quais resultantes para o sistema socioambiental.

O presente trabalho está estruturado em três partes principais. Na primeira, serão analisados os processos sociais históricos da região, como foram influenciados pelas características ambientais locais e como influenciaram a formação das paisagens atuais. Para tal, utilizaremos abordagens da História ambiental, tendo como foco as comunidades Quilombolas e o processo de ocupação dessas comunidades no território, inseridas precariamente no sistema colonial e imperial e estabelecidas à margem da economia. Argumentaremos que a decadência econômica do litoral sul fluminense no século XIX permitiu o acesso à terra e o desenvolvimento e sobrevivência de modos de vida dessas comunidades e como a abertura da rodovia Rio-Santos desencadeou uma série de processos que provocaram mudanças profundas de reestruturação das comunidades tradicionais locais.

Na segunda parte, serão apresentados os procedimentos e resultados da pesquisa de campo, em que serão investigadas as resultantes geo-hidroecológicas do manejo tradicional, tendo como base três áreas de estudo: duas florestas regeneradas a partir de antigas roças com idades distintas de abandono (30 e 50 anos) e uma área de agrofloresta de aproximadamente 10 anos. As variáveis pesquisadas foram aquelas relacionadas ao funcionamento hidrológico dessas áreas e incluíram: a) o monitoramento da precipitação, interceptação florestal e umidade do solo; b) coletas de campo para análises em laboratório de: serrapilheira para avaliação da capacidade de retenção hídrica e amostras de solo para análise de

propriedades físicas, como granulometria, índice de estabilidade de agregados e porosidade total; c) ensaios de campo para determinação da condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) do solo; d) levantamento fitossociológico das áreas regeneradas após o uso e sua classificação em grupos ecológicos. Nessa parte, analisaremos também a série histórica de precipitação (1968-2010) da estação pluviométrica mais próxima da área de estudo (estação Patrimônio – ANA/CPRM) no intuito de compreender a variabilidade do regime de chuvas local, identificar seus padrões extremos e situar o evento da crise hídrica de 2014 em relação aos dados históricos.

A terceira parte constitui uma discussão dos resultados buscando a integração do que foi apresentado nas partes anteriores.

Considerando o presente exposto de que as comunidades tradicionais são adaptativas e que suas práticas de manejo são produtoras de mosaicos vegetacionais em diferentes estágios sucessionais, a hipótese do presente trabalho é que a constante adaptação das comunidades tradicionais – representadas aqui pelas comunidades quilombolas – a diferentes condições externas produz igualmente um mosaico vegetal com diferentes funções geo-hidroecológicas que influenciam a entrada de água no solo e a recarga dos aquíferos.

## 1.1

### Objetivo geral

Como objetivo geral, o presente trabalho pretende investigar as mudanças sociais e ambientais históricas em Paraty, como essas mudanças afetaram as comunidades quilombolas locais, quais foram suas estratégias adaptativas e quais as resultantes de suas práticas no funcionamento geo-hidroecológico da paisagem, tendo o Quilombo do Campinho como área de estudo.

## 1.2

### Objetivos específicos

- Analisar o contexto de ocupação histórica das comunidades tradicionais na região de Paraty, tendo como foco as comunidades Quilombolas, identificando os principais vetores de mudanças socioecológicas históricas e recentes em seus aspectos econômicos, políticos e culturais e as resultantes desses processos na paisagem;
- Compreender o contexto da crise hídrica de 2014 a partir da análise da variabilidade histórica de precipitação da estação Patrimônio, localizada na bacia do rio Carapitanga e a caracterização de seus padrões extremos;
- Avaliar as resultantes do manejo pela comunidade do Quilombo Campinho da Independência a partir da análise de aspectos da composição e estrutura de florestas manejadas historicamente (30 e 50 anos) e caracterizar uma área mais recente de manejo agroflorestal (10 anos) na mesma comunidade.
- Compreender o comportamento hidrológico das três áreas de estudo (agrofloresta e florestas de 30 e 50 anos) através do monitoramento e análise de processos hidrológicos (precipitação, interceptação, atravessamento, umidade do solo e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira) e da caracterização física da parte superior do solo

## 2

## Mudanças socioambientais históricas dos quilombos em Paraty (RJ)

### 2.1

### História Ambiental e a paisagem como documento histórico

A História Ambiental surge no âmbito da História na década de 1970 como um campo do conhecimento à medida em que cresciam os movimentos ambientalistas e surgiam as conferências sobre a crise global. “Seu objetivo principal se tornou aprofundar o nosso entendimento de como os seres humanos foram, através dos tempos, afetados pelo seu ambiente natural e, inversamente, como eles afetaram esse ambiente e com que resultados” (WORSTER, 1991, p. 2).

Não demorou muito para que ecólogos e cientistas envolvidos com a conservação e gestão de recursos naturais passassem a reconhecer que o histórico de uma área está incorporado na estrutura e funcionalidade de todos seus ecossistemas e que a História Ambiental é parte integrante da ciência ecológica, sendo capaz de orientar o desenvolvimento de políticas e gestão de sistemas em escalas variadas (FOSTER *et al.*, 2003). Segundo os autores, essa mudança de perspectiva foi impulsionada por pelo menos quatro fatores: 1) a expansão dos estudos ecológicos para escalas onde a atividade humana atual e histórica é inegável; 2) a compreensão de que a maioria das "áreas naturais" tem mais marcas de história cultural do que se assumia; 3) o reconhecimento de que legados do uso da terra são notavelmente persistentes; 4) a apreciação de que a história acrescenta poder explicativo à compreensão da estrutura e funcionalidade dos ecossistemas e reduz os erros na previsão ou gestão de condições futuras.

Reconhecer as paisagens atuais sob a ótica da História Ambiental implica em considerá-la como um documento histórico de processos interativos entre seres humanos e ambiente. Constitui ainda um desafio de perceber em conjunto, em suas interações mútuas e múltiplas linhas de causalidade os três níveis que Worster (1991) elaborou que se mesclam na experiência concreta das sociedades: o

ecológico, o socioeconômico e o cognitivo; entendendo cada época no seu contexto geográfico, social, tecnológico e cultural (PÁDUA, 2010).

As demandas sociais de apropriação dos ecossistemas não se referem apenas ao que é basicamente necessário para a sobrevivência humana, mas também ao que é necessário à sua reprodução cultural. O mundo biofísico não se apresenta de forma direta, positiva e imediata à percepção humana. “O ser humano age sempre a partir de sentidos e compreensões, estando imerso na linguagem, nos mecanismos de cognição e na presença de visões culturais historicamente construídas” (PÁDUA, 2010, p.93). O autor traz dois exemplos interessantes para ilustrar a historicidade da apropriação dos recursos da natureza e a valoração das paisagens. O primeiro, refere-se ao ouro, que era irrelevante para grupos indígenas antes da chegada dos europeus. Para os europeus, no entanto, esforços e sacrifícios consideráveis foram empenhados no estabelecimento da mineração colonial. O segundo refere-se às praias, que por sua vez, não são universalmente valorizadas. De maneira geral, no Brasil monárquico, elas eram desprezadas pelas elites urbanas. Ainda que o ouro e as praias não sejam criações humanas em sentido primário, sem sua existência material, também não existiriam as suas dimensões perceptiva e cultural (PÁDUA, 2010).

Dessa forma, a dinâmica das sociedades e suas relações entre si e com seu meio partem de princípios valorativos que constroem o imaginário social de cada sociedade em diferentes tempos históricos. No que se refere à relação entre sociedade e natureza, as práticas humanas são influenciadas pelas diferentes percepções e atribuições dadas ao que a materialidade representa para cada grupo social. Em “resposta”, “os sistemas naturais se auto-organizam por meio da constante interação entre todos os seus elementos, bióticos e abióticos” e “as consequências de tal interação (...) são abertas, podendo, no limite, levar ao colapso, ou então à emergência de formas mais resilientes de organização” (PÁDUA, 2010, p. 90). Worster (1991) defende que é, acima de tudo, a ecologia que mais pode ajudar o historiador ambiental, e que sem o conhecimento ecológico da vegetação, a História ambiental perde seu ponto de partida.

Para Oliveira (2015), as paisagens atuais são como que “heranças das sucessivas relações entre homem e natureza”, podendo ser vistas tanto como um produto da coevolução das sociedades humanas e do meio natural, quanto a

expressão territorial do metabolismo que uma dada sociedade mantém com o sistema natural que a sustenta.

Tendo isso em vista, a História Ambiental se apresenta como um campo interdisciplinar surgido de uma demanda contemporânea de melhor compreensão das influências mútuas entre sociedade-natureza ao longo do tempo e suas resultantes na paisagem, na busca de um entendimento mais amplo dessas interações e seus respectivos efeitos socioecológicos.

### **2.1.1**

#### **História Ambiental da agricultura itinerante na Mata Atlântica**

A Mata Atlântica, que cobria originalmente grande parte do litoral brasileiro, passou por um longo processo histórico de transformação das suas condições e dinâmicas ecológicas, principalmente após a chegada dos colonizadores portugueses. Na tentativa de compreender as paisagens atuais, seus processos de transformação e os desafios que se impõem à sua conservação, é importante buscarmos o entendimento das interações socioecológicas às quais essas florestas foram submetidas ao longo de sua história.

A formação histórica do espaço brasileiro teve como base o latifúndio, a monocultura e a escravidão. O racismo foi fundamental para outorgar legitimidade à dominação europeia de outros povos (negros e indígenas) no processo de colonização das Américas a partir da ideia da supremacia branca e da perspectiva eurocêntrica de conhecimento que excluiu e invisibilizou outras formas de vida não-europeias (QUIJANO, 2000) e está na base da desigualdade socioespacial brasileira.

Discutir as questões que envolvem as problemáticas socioambientais atuais passa necessariamente pela compreensão das consequências da ocidentalização do mundo como projeto civilizatório, o que inclui uma ideia de ocidente a partir de uma noção mais ideológica do que geográfica, relacionada com a Europa (na origem), com a cristandade, com o Iluminismo, com a raça branca, com o capitalismo, mas não se resume a isso, pois abarca uma identidade cultural, um fenômeno de civilização (RUA, 2007). A estes fenômenos cabe ainda acrescentar as questões relativas à posição da mulher na sociedade, tão distintamente considerada em sociedades tradicionais, como as Quilombolas que estudamos.

A “descoberta” da América foi decisiva para a consolidação da hegemonia europeia no mundo e isso a preço de genocídio e servidão de povos indígenas e da escravização de africanos deslocados compulsoriamente para fins de produção mercantil com a consequente desorganização das sociedades originárias e a exploração de seus recursos naturais.

O Brasil foi o país que mais recebeu africanos nas Américas – com uma estimativa em torno de 4,8 milhões de desembarcados - e o último a abolir essa perversa forma de mão de obra (SCHWARCZ & GOMES, 2018). Os resultados desse sistema moderno-colonial e as relações hierárquicas de poder subjacentes a ele são sentidos - e perpetuados - até hoje no Brasil tanto do ponto de vista fundiário<sup>4</sup> e ecológico, com alta concentração de terras e avanço do desmatamento; como social, com altos índices de desigualdade, discriminação e exclusão da população negra brasileira e a luta territorial constante das populações indígenas originárias face aos interesses econômicos da lógica hegemônica capitalista, o que demonstra a distribuição desigual dos proveitos e rejeitos do progresso da sociedade ocidental (PORTO-GONÇALVES, 2012).

Quando nos referimos à Mata Atlântica do sudeste brasileiro e às intervenções humanas às quais esse ecossistema foi submetido, naturalmente nos remetemos à produção de açúcar no período colonial e mais comumente às grandes extensões de terras exauridas pela economia cafeeira do século XIX (LAZOS-RUIZ *et al.*, 2018). De fato, a vastidão de terras exploradas e os enormes contingentes de cativos africanos arrancados de seu continente para trabalharem compulsoriamente por cerca de quatro séculos combinam-se em resultantes socioecológicas decorrentes desse sistema que marcam a história da destruição ambiental da Mata Atlântica e da exclusão socioespacial brasileira que ainda não foram superadas.

No entanto, estudos mais recentes vêm demonstrando a importância de se considerar a produção de alimentos no período colonial e imperial na tentativa de ampliar o entendimento das relações socioeconômicas constituídas (MARQUES, 2011). A agricultura de exportação estava intimamente ligada, numa relação

---

<sup>4</sup>De acordo com um estudo da Oxfam Brasil, “os grandes estabelecimentos somam apenas 0,91% do total dos estabelecimentos rurais brasileiros, mas concentram 45% de toda a área rural do país. Por outro lado, os estabelecimentos com área inferior a 10 hectares representam mais de 47% do total de estabelecimentos do país, mas ocupam menos de 2,3% da área total”. Fonte: [https://www.oxfam.org.br/sites/default/files/arquivos/relatorio-terrenos\\_desigualdade-brasil.pdf](https://www.oxfam.org.br/sites/default/files/arquivos/relatorio-terrenos_desigualdade-brasil.pdf) acessado em: 25/02/2019

complexa, multidimensional e em mutação histórica, à agricultura de subsistência produzida por uma população rural livre e por escravizados, surgida à margem da economia. Essa população, que permaneceu “sem rosto e sem nome” e raramente recebeu papel ativo na história do Brasil, fornecia a base de abastecimento que permitia a expansão da agricultura escravocrata de exportação e o crescimento dos centros urbanos (SCHWARTZ, 2001).

Ainda que o mecanismo de doação de terras do Estado português nunca tenha favorecido a formação de um amplo campesinato nas terras coloniais, não existia aparelho de vigilância ou repressão que impedisse a ocupação de terras. Se nas regiões de maior adensamento das fazendas de exportação tornava-se impossível o surgimento de um campesinato livre em decorrência da grande pressão exercida pelos “homens bons” sobre os mecanismos de distribuição de terras, nada impedia que homens e mulheres livres, pobres ou negras e negros fugidos, fossem aos poucos, se estabelecendo nos sertões com suas roças ao longo de rios ou caminhos, constituindo-se numa retaguarda da ocupação branca do litoral (LINHARES & SILVA, 1981).

Além da população rural livre, tratada de forma geral como roceiros por Schwartz (2001), mas que poderia ser categorizada de diferentes formas de acordo com a relação que mantinham com a terra, com os proprietários de terra e com o mercado, e dos negros fugidos da condição de escravização, a produção de alimentos voltada para a subsistência era também realizada pelos negros escravizados nas próprias fazendas agroexportadoras. Esse fenômeno, tratado como *brecha camponesa* era, ao mesmo tempo, um espaço de autonomia dos negros escravizados dentro do sistema escravagista, como também cumpria o papel de reprodução desse sistema (CARDOSO, 1979).

Assim, do ponto de vista econômico, a concessão de uma parcela de terra e de tempo para cultivá-la – normalmente aos domingos – cumpria a função de minimizar o custo de manutenção e reprodução da força de trabalho pelos senhores, como também constituía uma forma de controle e chantagem, uma vez que a concessão era revogável e na visão dos senhores destinava-se a ligar o escravizado à fazenda, evitando fugas (CARDOSO, 1979). Segundo Schwarcz e Gomes (2018), o cotidiano dos tempos da escravidão era marcado pelo controle e domínio, mas também por muita resistência, constituída por fugas e protestos. Os atos de revolta



coexistiam com políticas diversas de paternalismo, prêmios, castigos, ameaças, mas também resignação.

Para os cativos, a brecha camponesa representava a autonomia de dispor de uma economia própria, de comercializar os excedentes produzidos para comprar roupas e outros produtos e talvez até conseguir adquirir sua alforria (SCHWARTZ, 2001). A “concessão” dada pela brecha camponesa foi transformada pelos cativos em “direitos costumeiros”, produzindo um dos alicerces da sua emancipação como comunidades camponesas, que se formaram durante a escravidão e tiveram grande aumento demográfico nas últimas década do século XIX e início do século XX (SCHWARTZ & GOMES, 2018). É interessante se pensar que a *práxis* que esta *brecha* proporcionava pode ter sido relevante na adaptação de conhecimentos sobre a agricultura de subsistência no contexto da Mata Atlântica por parte dos grupos negros, tanto os pretéritos como os atuais, através da transmissão oral do conhecimento, da adaptação das técnicas ao longo das gerações e da memória cultural. Isso porque a agricultura e a pecuária já eram praticadas em África há 10/12 mil anos e caracterizavam-se pela diversidade (TOLEDO & BARRERA-BASSOLS, 2008). Portanto, trata-se de adaptações aos seus conhecimentos ancestralmente adquiridos e amplamente utilizados ao longo da diáspora.

Portanto, essas roças funcionavam como um verdadeiro *tratado de paz* entre senhores e escravizados representando para os primeiros um corte nas despesas de manutenção e para os segundos, a possibilidade de alguma independência econômica (OLIVEIRA e ENGEMANN, 2009).

Considerando a grande quantidade de cativos africanos trazidos para o Brasil e sua proporção na população brasileira<sup>5</sup> da época, a generalização da brecha camponesa no sistema escravagista das Américas (CARDOSO, 1979), a produção agrícola da população rural livre (SCHWARTZ, 2001) e o fato de que a ocupação humana se dava principalmente em áreas de Mata Atlântica, fica claro que não podemos resumir o histórico do bioma à sua destruição promovida pelos colonizadores, mas também ao importante papel da produção alimentar realizada por grupos marginalmente socializados e que davam a base de sustentação para o sistema agroexportador.

---

<sup>5</sup> Alencastro (2018) estima que entre 1500 e 1850, a cada cem pessoas desembarcadas no país, 86 eram africanos escravizados e 14 eram colonos e imigrantes portugueses.

Ao longo de toda história do Brasil, as populações alijadas dos núcleos dinâmicos da economia nacional se refugiaram em espaços menos povoados, onde a terra e os recursos naturais ainda eram abundantes, permitindo sua sobrevivência, a reprodução de seus modos de vida e exploração dos recursos naturais com diversas variantes locais determinadas pela especificidade ambiental e histórica das comunidades. Esses grupos, que são o que hoje conhecemos como populações tradicionais, ainda que comportando uma enorme diversidade sociocultural, possuem algumas características em comum, como formas de sociabilidade apoiadas na reciprocidade e ajuda mútua dos núcleos familiares, conhecimento dos recursos naturais refletidos na elaboração de estratégias de uso e de manejo geralmente transferidos de geração em geração, noção de território onde se reproduzem econômica e socialmente e ocupação do território por várias gerações (DIEGUES, 1996; ARRUDA, 1999).

A agricultura itinerante<sup>6</sup> é um dos pontos em comum entre os diversos grupos culturais que habitaram e habitam a Mata Atlântica e constitui uma técnica adaptativa à natureza do bioma herdada das populações indígenas originárias (ARRUDA, 1999). Essa forma de sistema, que consiste, de forma geral, em períodos de cultivo, alternados com períodos de pousio e inclui o corte, a derrubada e a queima da floresta (NYE, 1960) evoluiu de forma independente em todas as regiões tropicais – com especificidades locais – e se mostrou sustentável ao longo de séculos em diversas regiões (ADAMS, 2000; OLIVEIRA, 1999).

A influência humana sobre o processo de sucessão vegetal e sobre a biodiversidade nas florestas tropicais está frequentemente associada a estratégias de manejo que incluem a agricultura itinerante de corte e queima (ADAMS & MURRIETA, 2008). Praticada em quase todo o território brasileiro em diferentes épocas, esse tipo de uso influenciou de diversas formas a atual composição e estrutura da Mata Atlântica gerando verdadeiros mosaicos vegetacionais em diferentes estágios sucessionais (OLIVEIRA & SOLÓRZANO, 2014; OLIVEIRA & FERNANDEZ, 2017).

No entanto, a única documentação do histórico desse uso pelas populações tradicionais encontra-se inscrita nas paisagens que foram geradas (OLIVEIRA & ENGEMANN, 2009). Oliveira (2007) propõe o conceito de paleoterritório para

---

<sup>6</sup> Também conhecida como corte-e-queima, coivara, roça de toco, roça e outras denominações locais.

designar vestígios encontrados na floresta que atentem para seu(s) uso(s) pretérito(s). Estes são “entendidos como espacialização das resultantes ecológicas decorrentes do uso dos ecossistemas pelas diversas atividades sócio-econômicas que ocorreram nos mesmos” e constituem “a etapa antrópica dos processos bióticos e abióticos que condicionam o processo da regeneração de florestas (...)” (OLIVEIRA, 2007, p. 13). Os componentes que atestam estes paleoterritórios podem ser vestígios de cultura material (fundação de antigas casas, restos de forno de pedras, cacos de vidro de garrafas, cerâmica, antigas carvoarias...) ou natural (como o solo, presença de espécies vegetais exóticas comestíveis e rituais e o estudo da composição, estrutura e funcionalidade do ecossistema como um todo, podem indicar usos pretéritos) (OLIVEIRA, 2007).

## 2.2

### **As fases de mudanças socioecológicas de Paraty**

Ao longo do seu histórico de formação, o município de Paraty sofreu influências diversas das diferentes fases políticas e socioeconômicas do país, o que envolveu suas atividades como importante entreposto comercial e unidades agrícolas ocupadas tanto pelas plantações de abastecimento regional de alimentos quanto pelas culturas destinadas à fabricação de gêneros para exportação, como a cachaça e o fumo, onde o terreno assim permitia. O crescimento da produção de cachaça nos séculos XVIII e XIX esteve ligada, em grande parte, ao tráfico legal – e a partir de 1831, ilegal – de africanos, sendo utilizada como moeda de troca no comércio de escravos (MARQUES, 2011). Com o desmanche do tráfico de escravos a região reorganizou suas relações de produção, o que possibilitou o acesso à terra pelas comunidades de ex-escravos das fazendas e permitiu o retorno florestal em algumas áreas de antigos engenhos de produção de aguardente que foram abandonados. Após um período de relativo isolamento, a abertura da rodovia Rio-Santos na década de 1970 reestruturou as bases socioeconômicas do litoral sul e desencadeou uma série de mudanças na paisagem local e na vida da população.

#### 2.2.1

##### **Porto de Paraty (séc. XVI-XVIII): O “intermediário sem recursos”**

(...) enquanto as necessidades do transporte exigissem o concurso de Paraty, a pequena vila teria de progredir, tangida por circunstâncias externas. (...) Paraty foi assim, durante a primeira metade de sua vida colonial uma cidade sui-generis, devido aos fatores geográficos. Exemplifica na história brasileira e na primeira fase do grande período: aurífero, o caso de uma feitoria de singular importância econômica na vida do país, mas por isso mesmo exclusivamente limitada ao seu papel inexpressivo de intermediário sem recursos. Ajusta-se a esta vila um dos períodos do claríssimo DEMOLINS: "É justamente êste um dos pontos fracos destas cidades exclusivamente comerciais; a sua prosperidade fica a mênção de uma simples mudança de caminho no movimento dos homens e das mercadorias". (LAMEGO, 1964, p.236).

Devido à sua formação geográfica, propícia para o embarque e desembarque de navios, Paraty foi estabelecida como feitoria já nas primeiras décadas do século XVI, sendo seu porto muito frequentado por comerciantes de milho, feijão, arroz, aguardente e farinha que vinham do interior (VIANNA, 2008). No entanto, o relevo acidentado da região dificultava a existência de grandes propriedades rurais, típicas dos sistemas de *plantation*.

No século XVII, a Coroa Portuguesa começou a buscar pontos distantes do litoral, onde se deram as primeiras ocupações, com o objetivo de encontrar ouro e pedras preciosas no interior da Colônia (NOVAES, 2008). Desde meados do século XVII, com a descoberta do ouro em Minas Gerais, a região de Angra dos Reis (RJ), Paraty (RJ) e Ubatuba (SP) desempenhava papel fundamental como escoadouro de minérios e pedras preciosas. No período dos grandes ciclos econômicos, a região era relegada a um papel secundário, vinculado às operações portuárias de comércio exterior e às atividades de subsistência. Sobre estas, o viajante Jose de Souza Azevedo Pizarro relatou:

O terreno do paiz, e limites Paratianos em que estam as notaveis planícies Bananal, Paratii-mirim, e Mambucába, contiguas aos rios que lhes dam os nomes, he assás fertil em hortaliça, e frutos semelhantes aos da Europa, como as ameixas, e produz suficiente mandioca, milho, arroz, legumes, café, e cana, cuja lavoura se cultiva com actividade maior, para dar exercício à 12 Engenhos de assucar que hoje tem, e 100 fabricas, ou mais, de aguardente, denominadas Engenhocas. O assucar produz em annos communs 1:500 arrôbas: mas a aguardente progressa notavelmente (...) (PIZARRO, 1822, p.30-31).

A expansão da lavoura canavieira no litoral sul fluminense remonta ao século XVIII, a partir do desenvolvimento comercial do Rio de Janeiro, impulsionado pelo florescimento econômico de Minas Gerais. Situadas no litoral, Angra dos Reis e Paraty serviam de entreposto comercial para a grande unidade

agroexportadora, comercializando também gêneros de outros centros fornecedores localizados no litoral ou no interior de Minas e São Paulo, além de gêneros de suas próprias lavouras em direção ao porto do Rio de Janeiro (MARQUES, 2011).

O acesso a Paraty se dava pela Estrada Real, ou Caminho Velho (figura 2), que vinha de Minas passando por Guaratinguetá (SP) e Cunha (SP) (NOVAES, 2008). Essa rota contava com um trecho marítimo até o Rio de Janeiro, e o frequente ataque de piratas às embarcações com ouro e pedras preciosas na baía da Ilha Grande incentivou a construção do Caminho Novo, todo terrestre a partir da década de 1770 (LAMEGO, 1964). Se antes havia um dinâmico comércio portuário entre o interior e o litoral sul fluminense, a utilização da nova rota desencadearia uma diminuição nos negócios ali realizados, redirecionando a economia para a fabricação da cachaça (MARQUES, 2011).

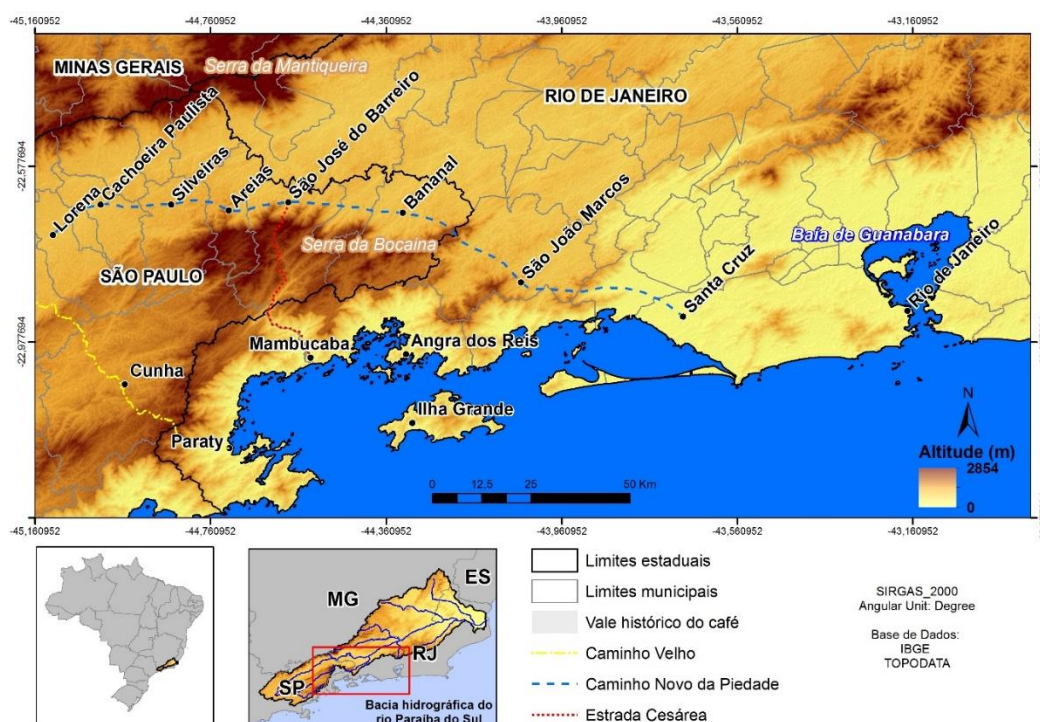


Figura 2. Caminhos históricos que ligavam o interior com o litoral fluminense.

A produção da aguardente na região foi impulsionada por fatores internos, externos e ambientais. Um fato interessante que explica a preferência da produção de aguardente em detrimento do açúcar em Paraty é que, devido à alta pluviosidade da região, o solo encharcado fazia com que a cana ficasse “aguada”, com menor teor de açúcar, além disso, a umidade local dificultava a secagem do açúcar (MELLO, 2005). Desde os fins do século XVIII, o produto adquiria paulatinamente

muito valor no comércio de africanos, apresentando grande vantagem, inclusive, pelo seu baixo custo de produção e alta qualidade da cachaça produzida em Paraty. De meados dos Setecentos até as primeiras décadas do século XIX, a cachaça teve grande peso na entrada de cativos africanos no Brasil e boa parte dela era fabricada no litoral sul (MARQUES, 2011).

### **2.2.2**

#### **Café, cachaça e o tráfico de africanos (séc. XIX)**

O século XIX no Brasil foi marcado pelo ciclo do café e a região de Angra dos Reis e Paraty se viu novamente influenciada pela economia central. A rede de estradas consolidada no ciclo do ouro foi sendo calçada por escravizados e ampliada para a passagem das tropas que transportavam o café das regiões interioranas ao litoral (NOVAES, 2008). As tropas carregadas de mantimentos que subiam a serra e voltavam transportando o café, embarcado nos mesmos portos pelos quais escoava-se a produção de aguardente em direção ao Rio de Janeiro demonstram a relação de interdependência dos mercados e regiões (MARQUES, 2011). O calçamento dessas estradas pode ser visto até hoje, como marcas desse passado na paisagem (figura 3).



Figura 3. Calçamento de antiga estrada em trecho que liga São José do Barreiro (SP), no Vale do Paraíba ao litoral, em Mambucaba (Angra dos Reis, RJ). Acervo próprio.

Primeiramente, há que considerar que esses caminhos estavam longe de simplesmente ligar duas localidades. Uma intrincada série de caminhos paralelos, ramais, atalhos, variantes e diferentes trajetos de subidas de serra encheram as serranias do Sudeste brasileiro de incontáveis rotas. Se nas partes planas quase nada restou de sinais dessas trilhas, na serra do Mar e na serra da Mantiqueira, assim como nos maciços costeiros do Sudeste, são frequentes seus vestígios, particularmente em áreas florestadas. Esses caminhos foram vetores de ocupação lateral, ligada ao uso da estrada, e responsáveis por modificações na estrutura das florestas remanescentes que persistem até hoje. Mais que uma simples ligação entre o interior e o litoral, esses caminhos serviram também como polo irradiador de exploração e uso da terra, sendo comuns roças de milho, feijão e outros gêneros alimentícios fundamentais para prover alimentos aos viajantes que por ali passavam (FRAGA *et al.*, 2018).



A cafeicultura no Brasil consistiu em um movimento histórico complexo, de crescimento de capital, desmatamento das florestas, altamente dependente de mão-de-obra escrava, que expandiu e modernizou fronteiras e foi o principal responsável pela urbanização do Rio de Janeiro e São Paulo. Os negros escravizados chegavam no porto do Valongo, na cidade do Rio de Janeiro e de lá eram transportados para as lavouras de café. A escravidão brasileira era altamente dependente do tráfico negreiro. Os senhores preocupavam-se com o retorno imediato do investimento em mão-de-obra escrava e poucos se interessavam em fornecer nutrição e sustentar filhos de escravizados como meio de fortalecer e expandir a força de trabalho (SCHWARTZ, 2001).

No entanto, em 1831 surge a primeira lei relativa à ilegalidade do tráfico negreiro. O mercado do Valongo no Rio de Janeiro, responsável por receber e redistribuir os escravos pelas fazendas fluminenses foi fechado, surgindo novos agentes que passaram a participar ativamente do tráfico ilegal (MARQUES, 2011).

Nesse contexto, a região do litoral sul aparece como um dos locais em que passou a se dar o desembarque de negros escravizados. Segundo Machado (1995), a expansão do café em cidades do interior de São Paulo alimentou o contrabando de escravos e todos os pequenos portos da região do litoral sul do Rio de Janeiro serviram para o escoamento do café, aguardente, cana, mas, principalmente para o contrabando de africanos no século XIX. O comércio negreiro, mesmo quando ainda permitido, era atividade de alto risco, motivada, porém, pela alta lucratividade. Durante a ilegalidade, a repressão das autoridades e a necessidade de agenciar capitais e redes de relações atlânticas afastavam os pequenos comerciantes, garantindo mercado aberto apenas para aqueles que possuíam capitais suficientes para investir no comércio clandestino (LOURENÇO, 2010).

A história da família Souza Breves é bastante ilustrativa dessa nova estrutura de comércio ilegal de africanos escravizados. Detentora de propriedades que iam do interior ao litoral sul do Rio de Janeiro no século XIX, os irmãos José Joaquim de Souza Breves e Joaquim José de Souza Breves inauguraram e bem representaram o rol dos novos personagens e das novas estruturas montadas para receber os escravizados vindos da África durante a ilegalidade. Estudos memorialísticos e historiográficos apontam que os Breves constituíam uma das famílias mais opulentas do Brasil Imperial (LOURENÇO, 2010).



Eram nas suas propriedades do litoral sul que parte dessa estrutura funcionava, pelo menos até os primeiros anos da década de 1850. Suas fazendas litorâneas contavam com canoas, barracões para quarentena e locais de “engorda”, estruturas outrora destruídas pela lei de 1831 (LOURENÇO, 2010).

Na primeira década de 1850, a lei que ratificava a ilegalidade do tráfico alterou profundamente a rotina das fazendas do litoral sul do Rio de Janeiro. As estruturas existentes para receber os africanos comercializados ilegalmente tiveram que ser desmontadas ou simplesmente abandonadas e as fazendas nas quais se assentavam essas estruturas, deveriam ser reestruturadas ou deixadas a cargo de seus moradores, em sua maioria escravizados e libertos (LOURENÇO, 2010).

A construção da ferrovia D. Pedro II que cortava o vale do Paraíba até o porto do Rio de Janeiro a partir de 1855 passou a ser o caminho mais rápido e seguro, encerrando o período de “prosperidade” de cidades como Ubatuba (SP), Paraty e Mangaratiba (RJ), que, além de escoarem a produção cafeeira, serviam de porta de entrada para grande variedade de manufaturas e produtos de luxo adquiridos pelos cafeicultores (SOUZA, 1994). A estagnação dos portos, a abolição da escravidão e a fuga do café do vale do Paraíba para o oeste paulista fizeram com que o sul fluminense tivesse seu desenvolvimento econômico paralisado e sua população diminuída pelo êxodo em direção a regiões mais prósperas. Segundo Vianna (2008), a região adentra o século XIX marginalizada em relação ao planalto, com forte êxodo da sua população, que chegou a atingir níveis semelhantes aos do século XVIII.

### 2.2.3

#### Um século de “isolamento” (séc. XIX-XX)

O abandono de muitas das fazendas foi condicionado pelas mudanças nas dinâmicas socioespaciais influenciadas por fatores externos ao local. Essas influências permitiram que muitas áreas, outrora integrantes às estruturas das lógicas dominantes, sofressem processos de regeneração natural e fazem parte atualmente de diversas unidades de conservação. No entanto, isso só foi possível devido ao tipo e intensidade do uso do solo ao qual foram submetidas e também à proximidade com áreas florestadas, que servem como áreas-fonte de dispersão da fauna e flora, extremamente importantes no processo de regeneração florestal (CHAZDON, 2016).

As plantações de cana se restringiam principalmente às limitadas áreas de planície da região, enquanto que nas áreas de relevo mais acidentado encontravam-se pequenas plantações de subsistência e áreas florestadas. Essas áreas de cultivo de subsistência sobreviveram com as populações remanescentes desse processo histórico da região e as ruínas de alguns desses antigos engenhos podem atualmente serem encontradas, como antigos territórios da produção de aguardente, em meio a florestas secundárias, algumas em estágio avançado de sucessão (figura 4).



Figura 4. Ruínas de antigos engenhos de aguardente em Paraty: a) escada de pedra em Martim de Sá; b) o chamado “inferno”, onde ficava apoiada a roda d’água no Saco do Mamangá; c) roda d’água na praia do Engenho. Fotos: Rogério Ribeiro de Oliveira.

Silva (2011) e Fernandes (2011) realizaram o levantamento da vegetação em áreas de florestas secundárias onde localizam-se ruínas de antigos engenhos e observaram a presença de espécies nativas, como palmito juçara (*Euterpe edulis* Mart.), peroba (*Aspidosperma parvifolium* A.DC.); canelas (como *Ocotea divaricata* (Nees) Mez e *Ocotea teleiandra* (Meisn.) Mez), jacatirão (*Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin) ou pau tucano (*Vochysia rectiflora* Warm), além de exóticas domesticadas utilizadas, provavelmente, por populações que ali habitaram. Espécies de *Citrus* spp. são, com frequência, encontradas próximas às ruínas. Segundo Oliveira & Silva (2011) estas espécies são relativamente frequentes no

interior de formações secundárias de Mata Atlântica. Introduzidas ou manejadas com as mais diversas finalidades (medicinais, rituais, alimentares), mais do que simples vestígio material ou imaterial de populações passadas, essas espécies podem desempenhar uma importante resultante ecológica, seja na dinâmica das populações de outras espécies nativas, seja na ciclagem de nutrientes, ou ainda na oferta de recursos para fauna.

Se, por um lado, em tempos históricos esses locais serviam à demanda de uma sociedade escravista, atualmente são de fundamental importância para a manutenção da diversidade biológica da Mata Atlântica e cultural das comunidades que ali residem.

Podemos refletir acerca do que Bengoa (2009) refere-se como “estilos de desenvolvimento” como esquema teórico das relações sociedade-natureza, enquadrados em três elementos básicos: para quem se produz, como se produz e com quais elementos naturais se produz. A lógica que predominou no período de “isolamento” de Paraty, foi uma lógica de subsistência, o predomínio de roças de subsistência em escalas comunitárias permitiu o retorno da vegetação em áreas abandonadas.

Em Paraty e Angra dos Reis, atualmente há três territórios Quilombolas titulados pelo Incra: Quilombo do Campinho da Independência e Quilombo do Cabral em Paraty e Quilombo Santa Rita do Bracuí, antiga fazenda Santa Rita, uma das propriedades de José Breves, referido anteriormente, em Angra. Na região, há ainda outras comunidades Quilombolas que lutam pela titulação. Em seu estudo tendo como foco o Quilombo Santa Rita do Bracuí, Marques (2011) discute sobre os efeitos da abolição nas comunidades escravizadas:

Algumas comunidades escravas permaneceram nas unidades rurais onde viviam, até mesmo depois de alcançada a liberdade. De geração em geração, na luta diária pela sobrevivência e pela defesa dos seus direitos, grupos originários daqueles antigos escravos mantiveram por mais de cem anos a terra conquistada. Esses descendentes configuram, hoje, o que conhecemos por comunidades *remanescentes de Quilombo*. Defendemos que tais comunidades representam um tipo específico de campesinato na medida em que se formaram a partir do desmantelamento do escravismo no Brasil. Sua especificidade reside, sobretudo, na conformação das relações estabelecidas ainda no tempo do cativeiro e que foram transmitidas posteriormente, isto é, os meios de produção, a organização familiar e comunitária, as negociações e as diversas manifestações culturais (...). A configuração étnico-racial é mais um elemento a acrescentar nesta tipologia, tendo em vista a influência da diáspora africana na constituição das comunidades

escravos no Brasil. (...) As transformações nas relações de trabalho no mundo rural entre fins do escravismo e o pós-Abolição no Brasil é um tema atualmente discutido pela historiografia. As pesquisas apontam que os caminhos seguidos pelos libertos foram variados: a decisão de ficar ou sair das fazendas dependia das negociações travadas entre ex-escravos e seus antigos senhores, e das informações sobre onde poderiam ir. Havia outra possibilidade de permanência menos comum, mas não tão rara, que foi a doação de parcelas de terras aos escravos, geralmente concretizado com o falecimento do proprietário e o registro em testamento (MARQUES, 2011, p.89-90).

É importante ressaltar que o fim da escravidão não significou incorporação imediata dos recentes libertos na sociedade. Na transição do trabalho escravo para o trabalho livre, predominava a noção de que os imigrantes europeus teriam chegado para superar a “incapacidade”, “preguiça” e “atraso” da mão de obra escrava e que os europeus seriam mais afeitos e adaptados aos novos tempos (MACCORD & SOUZA, 2018).

Ressaltam-se ainda as manobras legais para impedir o acesso à terra. A lei Eusébio de Queiroz, que pôs fim ao tráfico de escravos e sinalizava o fim próximo da escravidão data do dia quatro de setembro de 1850. Exatamente duas semanas depois, no dia dezoito de setembro de 1850, o Brasil aprovou a Lei de Terras que regulamentava a posse de terras e estabelecia a compra ou herança como únicas formas de acesso à terra. Nas palavras de José de Souza Martins (2015), “o país inventou a fórmula simples da coerção laboral do homem livre: se a terra fosse livre, o trabalho tinha que ser escravo; se o trabalho fosse livre, a terra tinha que ser escrava” (p. 10).

O que permitiu que essas comunidades permanecessem nos territórios das antigas fazendas do litoral sul fluminense onde trabalhavam foi possivelmente o cenário econômico da região, no qual a decadência não representava atrativos para o mercado. Fato esse que vem mudando a partir da década de 1970. A terra, propriedade comunal, fonte de sobrevivência e reprodução de práticas tradicionais das populações que permaneceram no território se torna domínio público, sob a forma de unidades de conservação.

Em consequência, a paisagem produzida adquire novo significado, novas dinâmicas, decorrentes de diversos processos tanto sociais quanto naturais em diversas escalas e múltiplas interações com repercussões diversas para a população, que luta constantemente pelos seus direitos históricos ao território.

A região se manteve em relativo isolamento durante cerca de cem anos, decorrente da decadência econômica que levou ao esvaziamento da população. Os que ficaram não tinham muita escolha e mantiveram em seu modo de vida o necessário para sua sobrevivência e com muitas dificuldades decorrentes da falta de infraestrutura e da pobreza em que viviam. Quando a região se torna um polo turístico com novos agentes – classes abastadas, Estado, mercado imobiliário – essas populações são as primeiras a serem afetadas.

#### 2.2.4

#### **A abertura da Rodovia Rio-Santos e seus impactos no(s) território(s)**

Segundo Gomes *et al.* (2004), a rodovia Rio-Santos surge para “atender duas demandas básicas: servir como alternativa à Rodovia Dutra e fomentar o turismo no litoral, facilitando a locomoção” (p.18). Paraty emerge então como um projeto político-econômico fruto da produção de diferenciação geográfica (HARVEY, 2000) que reconfigura e ressignifica territórios seguindo a lógica da acumulação de capital. Dentro desse projeto, a arquitetura histórica da cidade é ressaltada como atrativo turístico, assim como sua “beleza natural”, o que fica claro na preocupação em preservar o acervo histórico e a “mata circundante” a partir de decretos e pareceres que transformaram Paraty em Monumento Nacional<sup>7</sup>. Para manter a harmonia do patrimônio edificado a ser preservado, a vegetação também tinha que estar preservada, afinal, a mata “é a moldura do conjunto arquitetônico colonial” (ALMEIDA, 1997, p. 3). Inicia-se, portanto, um processo de criação de várias unidades de conservação de diferentes categorias em toda a região. A primeira delas foi o Parque Nacional da Serra da Bocaina (1971), seguida de Parques Estaduais e Municipais, Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental (GOMES *et al.*, 2004).

Almeida (1997) ressalta que além da interseção entre patrimônio histórico e natural e a abertura da Rio-Santos, que ocasionou a valorização das terras e uma

---

<sup>7</sup> “Em Paraty, houve diferentes tombamentos que abrangem a cidade e o município: o conjunto arquitetônico e paisagístico da cidade foi tombado pelo Iphan, em 1958; o município de Paraty recebeu o título de Monumento Nacional, em 1966; e um novo tombamento incluiu o entorno do conjunto arquitetônico e paisagístico do município, em 1974. Neste conjunto, destacam-se seu valor excepcional, a extraordinária beleza natural, a originalidade da área do município, além da importância do papel histórico que Paraty representou como elemento de ligação entre as capitânicas do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais” Retirado do site do IPHAN: <http://portal.iphan.gov.br/pagina/detalhes/381/>. Acesso em 25/10/2018.

crescente especulação imobiliária, outro aspecto que influenciou as iniciativas de preservação ambiental no município foi o fato de Paraty possuir a única porção representativa e em bom estado de conservação da Mata Atlântica na região Sudeste, com uma grande variedade de ecossistemas e espécies de fauna e flora ameaçadas de extinção.

Identificam-se assim, em bases bem gerais, pelo menos três grupos de agentes principais na produção do espaço que representam interesses diversos e contrastantes que geram conflitos territoriais seja do ponto de vista concreto e funcional, seja do ponto de vista mais simbólico e cultural: 1) o setor imobiliário, interessado na expansão do turismo, representado pela visão da natureza como mercadoria; 2) os órgãos ambientais públicos que carregam a visão conservacionista dicotômica da natureza separada do humano como meio de manutenção da diversidade biológica; e 3) as comunidades tradicionais (em seus aspectos comuns, mas considerando que há particularidades importantes entre elas), que têm uma visão de natureza como valor-de-uso e meio de sobrevivência.

A revalorização da natureza pelo capital, transformada em mercadoria, assim como a ideia de natureza a ser preservada sem a participação humana configuram representações da cultura hegemônica que passaram a influenciar as ações territoriais na região e gerar consequências diversas na vida das populações locais. A ironia que se apresenta é que essas áreas que são consideradas importantes para serem demarcadas como unidades de conservação, definidas quase sempre pela ciência convencional, são exatamente aquelas que, por terem ficado à margem do mercado e ocupadas por populações com outras formas de conhecimento e relação com a natureza, são as regiões que abrigam a maior riqueza em biodiversidade do planeta (PORTO-GONÇALVES, 2012).

Segundo Diegues (1996), a criação de áreas naturais protegidas em territórios ocupados por sociedades tradicionais é vista por essas populações como usurpação dos seus direitos sagrados à terra, de seu espaço que fornece seus meios de subsistência, meios de trabalho e produção e os meios de produzir os aspectos materiais das relações sociais. Isso implica na impossibilidade de continuar existindo como grupo portador de determinada cultura, na justificativa da necessidade da criação de espaços públicos em benefício da nação, na verdade, das populações urbano-industriais. A “nação”, no singular, revela uma concepção universalista, apagando a presença multiétnica e racial que o país comporta. Há uma

visão conflitante entre o espaço público e o espaço comunitário, na qual o Estado deixa implícito que as comunidades tradicionais deveriam sacrificar-se para doar às populações urbano-industriais espaços naturais de lazer e “contato com a natureza selvagem” e proteger a biodiversidade (DIEGUES, 1996).

Foram muitos os casos de desterritorialização (*sensu* HAESBAERT, 2014) que ocorreram na região, nos quais as comunidades tradicionais foram despossadas de suas terras sendo substituídas por empreendimentos turísticos de médio e grande porte voltados principalmente para o turismo de segunda residência das elites urbanas, muitas vezes a partir de meios corrompidos de desapropriação das comunidades locais, como falsificação de documentos de posse de terra, ameaças de morte, queima de lavouras e casas e até mesmo assassinatos. A desterritorialização dessas comunidades em Paraty é acompanhada pela sua reterritorialização em locais onde não é possível sua reprodução cultural. Enquanto isso, a localidade desterritorializada é reterritorializada por moradores de segunda residência, turistas e visitantes que se apropriam do local ainda que não necessitem dessa apropriação para sua reprodução social, econômica e cultural. As comunidades tradicionais podem encontrar dificuldades de adaptação ao meio urbano, principalmente em áreas mais valorizadas pelo mercado e acabam sendo obrigados a habitar em locais inadequados, ampliando os problemas ambientais e sociais (MARTINS *et al.* 2017).

Essas populações, apesar de ocuparem a região há muito tempo, na maioria das vezes não possuíam registro legal de propriedade da terra e encaravam seu território a partir de uma perspectiva de uso comunitário regulamentado pelo costume e por normas compartilhadas internamente. As estratégias legais para garantir o direito aos seus territórios variam de acordo com os diferentes grupos – caiçaras, Quilombolas e indígenas - uma vez que as comunidades Quilombolas e indígenas conquistaram, a partir da Constituição Federal de 1988, respaldo legal e são amparadas por órgãos públicos específicos, responsáveis pela sua regularização fundiária.

Torna-se interessante, portanto, trazer algumas considerações sobre o conceito de território. Haesbaert (2014) distingue território como categoria de análise, categoria prática e categoria normativa, distinção que se dá, principalmente em relação aos sujeitos envolvidos na questão. Enquanto categoria de análise da geografia, território envolve o olhar sobre o espaço geográfico colocando em foco

as relações de poder. Enquanto categoria da prática, território é de uso frequente, enfatizado pelos movimentos sociais de grupos marginalizados como os povos tradicionais e agricultores sem-terra e é mais do que fonte de trabalho e alimento, mas também de cultura, história, ancestralidade, sonhos e futuro. Como categoria normativa, território responde ao que deve ser, não ao que é, em função de determinados interesses político-econômicos, tanto de empresas privadas, ao valorizarem seus produtos a partir de uma base territorial, como por exemplo, a cachaça “de Paraty”, quanto do Estado, em suas inúmeras políticas de ordenamento territorial, como o próprio Projeto Turis. Dessa forma, o território, repleto de relações de dominação e/ou apropriação desdobra-se desde a dominação político-econômica mais “concreta” e “funcional” à apropriação mais subjetiva e cultural-simbólica. Assim, território sempre se relaciona com poder, não apenas com o tradicional poder político, mais explícito, de dominação, mas também no sentido implícito e simbólico de apropriação. Enquanto o primeiro é mais objetivo, funcional e vinculado ao valor de troca, o segundo é um processo mais simbólico, carregado das marcas do vivido e de seu valor de uso (HAESBAERT, 2014).

No entanto, ao transformar a paisagem em mercadoria, a categoria funcional de território adquire também seu sentido simbólico, ainda que não proveniente de seu valor de uso e do espaço vivido, mas em função dos interesses dos grupos hegemônicos. Como não há poder sem resistência (por menor que seja), surge a partir daí, a territorialidade, num sentido simbólico, impondo-se como argumento para a construção efetiva do território (HAESBAERT, 2014). Para o autor, o caso das comunidades tradicionais é bastante representativo, uma vez que:

O reconhecimento do seu “direito ao território”, efetivado pelo Estado (no caso brasileiro, através da Constituição de 1988), leva muitos grupos a se “redescobrirem”, ou melhor, a reconstruírem sua identidade a partir da sua relação com um território delimitado e juridicamente legitimado. É quase como se a definição territorial significasse, em muitos casos, a própria construção identitária, tamanha a relação, indissociável, que podem desdobrar uma com a outra. Nesse caso é evidente que o acionamento de uma identidade, muitas vezes sufocada ou praticamente esquecida, é a garantia de um “empoderamento” (no sentido genérico de fortalecimento de relações de poder) muito bem representado pelo reconhecimento de um território de usufruto e “propriedade” comum. Muitos desses grupos sociais, em suas mobilizações políticas, buscam a construção de territorialidades alternativas em que a concepção de território é reelaborada a partir de suas próprias experiências vividas (HAESBAERT, 2014).



Exemplo disso foi a própria luta para a titulação do Quilombo do Campinho da Independência, conquistada em 1999, sendo o primeiro Quilombo titulado no Estado do Rio de Janeiro e simbolicamente entregue pela então governadora negra Benedita da Silva em seu primeiro ato público. O longo caminho de luta que as lideranças políticas do Quilombo percorreram até a titulação teve início em 1975 quando acionaram a Justiça e solicitaram auxílio da Igreja Católica e do Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Paraty. A reivindicação de seus direitos à terra começou por usucapião junto com a Comissão Pastoral da Terra nas décadas de 1970 e 1980, cuja assessoria jurídica passou a orientar o grupo, que pagava o advogado com a venda da farinha produzida (GUSMÃO *apud* LIMA, 2008). Neusa Gusmão, antropóloga que desenvolveu trabalhos e amizades no Campinho contribuiu na luta pelos direitos históricos da comunidade ao território ao alertar as lideranças da aprovação do Artigo 68 do Ato das Disposições Constitucionais Transitórias<sup>8</sup> da Constituição Federal de 1988 e ao orientar a necessidade da criação de uma Associação de Moradores do Campinho dentro dos moldes necessários para o recebimento do título (LIMA, 2008).

A partir de uma entrevista realizada por Lima (2008) com uma liderança local podemos ver a violência simbólica e subjetiva que as comunidades negras são submetidas e a importância da valorização de sua identidade enquanto grupo:

*(...) eu me lembro de uma vez que a Neusa chegou, a gente estava fazendo farinha lá em casa, e ela conversou sobre a questão Quilombola e tal, e tinha nas pessoas uma negação com relação ao conceito de Quilombo, Quilombola, porque as pessoas nunca viveram isso. Nunca pensaram nisso. Sabia até que era uma comunidade de preto, de negros. Mas Quilombola, que isso? (...) E existe uma negação também enquanto negro, porque o negro no Brasil se nega. Negro que assume com orgulho esta questão é o negro politizado, que discute, compreende e assume. Agora, normalmente a nossa tendência, isso já me aconteceu, é de se negar, valorizar o branco. (...) Quem abraça essa questão? A galera que estava no movimento, porque isso vem como uma identidade política (...) o pessoal assume isso e muda o foco da luta, do usucapião passa para o artigo 68.<sup>9</sup>*

Em relação à questão da identidade, Lélia Gonzalez (1988) traz a distinção dos efeitos do racismo disfarçado ou de *denegação* - proveniente da colonização

<sup>8</sup> Art. 68. Aos remanescentes das comunidades dos Quilombos que estejam ocupando suas terras é reconhecida a propriedade definitiva, devendo o Estado emitir-lhes os títulos respectivos.

<sup>9</sup> Trecho de entrevista realizada por Lima (2008) com liderança local do Quilombo do Campinho.

luso-espanhola -, do racismo aberto, de segregação explícita, característico das sociedades de origem anglo-saxônica. O racismo aberto parte de uma ideologia de “pureza” do grupo branco, assumindo explicitamente a segregação dos grupos não-brancos e produzindo políticas como o *apartheid* na África do Sul. Segundo ela, isso reforça a identidade racial dos grupos discriminados a partir da consciência objetiva do racismo e o conhecimento direto de suas práticas cruéis. Já no racismo de denegação:

Prevalecem as “teorias” da miscigenação, da assimilação e da “democracia racial”. (...) O racismo latino-americano é suficientemente sofisticado para manter negros e índios na condição de segmentos subordinados no interior das classes mais exploradas, graças à sua formação ideológica mais eficaz: a ideologia do branqueamento. Veiculada pelos meios de comunicação de massa e pelos aparelhos ideológicos tradicionais, ela reproduz e perpetua a crença de que as classificações e os valores do Ocidente branco são os únicos verdadeiros e universais. Uma vez estabelecido, o mito da superioridade branca demonstra sua eficácia pelos efeitos de estilhaçamento, de fragmentação da identidade racial que ele produz: o desejo de embranquecer (de “limpar o sangue”, como se diz no Brasil) é internalizado com a simultânea negação da própria raça, da própria cultura (GONZALEZ, 1988, p. 73).

Conforme relatado por Lima (2008), após a titulação do Quilombo do Campinho, a comunidade conseguiu recursos e desenvolveu diversos projetos, sobretudo de valorização da identidade. Passaram a se envolver com o turismo de forma mais articulada e protagonizada, trazendo o turismo de base comunitária e ressaltando as questões ambiental, social e cultural da comunidade. Se antes eram discriminados por serem uma comunidade de pretos, o reconhecimento enquanto grupo atrai espontaneamente pessoas interessadas em conhecer a sua história, seus saberes e memórias são valorizados, o que trouxe uma percepção de que passaram a ser tratados com mais respeito após a titulação (LIMA, 2008).

A demarcação do território, ainda que de fundamental importância diante do exposto acima, segue um modelo de propriedade que não reconhece a dinâmica territorial própria das comunidades tradicionais. O território dessas comunidades, enquanto categoria da prática, era muito mais amplo que sua delimitação atual. As casas não eram fixas, assim como as roças. As pessoas das comunidades hoje conhecidas como Campinho, Cabral (em Paraty), Camburi e Fazenda (em Ubatuba) utilizavam o mesmo território, era um território comum (LIMA, 2008).

A própria restrição e delimitação do território enquanto categoria normativa, regulamentada pelo Estado, impede a realização das práticas tradicionais, uma vez que para a sustentabilidade das roças, são necessários o pousio e a rotação. Com a repressão dos órgãos ambientais, território restringido, aumento populacional, novas oportunidades de atividades produtivas em decorrência do avanço do turismo, as populações tradicionais foram progressivamente conduzidas a deixarem a roça e buscarem outras formas de sustento.

A expansão de uma cultura urbana oprimiu e sufocou diversas formas de manifestação cultural de vida das comunidades tradicionais. Muitos moradores das comunidades tradicionais locais passaram a adotar um modo de vida urbano, representado pela substituição da produção alimentar própria para a compra de alimentos industrializados com a venda de sua força de trabalho. Grande parte passou a trabalhar na construção civil, na prestação de serviços aos turistas enquanto diaristas, caseiros, jardineiros, porteiros, motoristas (BERNARDES, 2020).

Por um lado, é inegável que houveram melhorias nas condições de vida das comunidades. Se antes era necessário andar quilômetros, muitas vezes a pé, para vender parte de sua produção para comprar o que não produziam, a maior facilidade de deslocamento, de acesso à serviços de saúde e da garantia de um salário contribuiu em muito na qualidade de vida das pessoas, ainda que essas melhorias não tenham sido concebidas para atender a esse fim. No entanto, esse modelo de “desenvolvimento” econômico impôs-lhes novamente um lugar de subordinação devido à necessidade da venda de sua mão de obra para sobreviver, retirando-lhes autonomia de seu processo de trabalho e de reprodução social. O processo de desenvolvimento demanda mão de obra e uma população privada de seus meios de subsistência contribui para mão de obra de fácil exploração e baixo custo.

Bernardes (2020) ressalta ainda, que ao se criminalizar o agricultor, a tradição da agricultura local foi interrompida, criando um hiato de práticas entre as gerações em que não houve a transmissão do conhecimento prático aos mais novos, apenas sua memória. Além disso, as novas formas de vida e de consumo urbanos criaram uma ideia de conforto e facilidade, o que contribuiu para afastar os jovens das práticas agrícolas, uma vez que o trabalho na roça requer esforço, conhecimento e tempo, coisas cada vez mais menosprezadas pela cultura urbana ocidental.

Ainda assim, há nas comunidades representantes mais velhos que conhecem as formas de plantio e jovens que começam a se interessar pelas atividades agrícolas e que vêm buscando conhecimento por meio de formações dentro e fora de seus territórios mesclando esses conhecimentos com os que aprenderam por tradição oral, em um processo de transformação, adaptação e incorporação de práticas típico dessas comunidades através do tempo (BERNARDES, 2020). Outras formas de manejo têm sido permitidas em unidade de conservação de uso sustentável<sup>10</sup>, como o manejo agroflorestal. Em decorrência das mudanças ocorridas e das restrições apontadas em relação à agricultura itinerante, cada vez mais se tem adotado na região novas práticas agroflorestais, associadas aos conhecimentos ancestrais das comunidades como alternativa produtiva.

Essa forma de manejo consiste basicamente em buscar replicar processos naturais de sucessão ecológica por meio do consórcio de espécies. Nesse consórcio, espécies de interesse – seja para consumo, seja para comercialização – são plantadas em conjunto com espécies nativas, respeitando as demandas e o comportamento do ciclo de cada espécie com a finalidade de gerar o máximo de diversidade e produção sem a necessidade de utilização de fertilizantes, pesticidas e maquinários (em comparação com a agricultura convencional), ou a queima, pousio e rotação no caso da agricultura itinerante (GÖTSCH, 1994). Para isso, o conhecimento da flora e fauna locais são fundamentais, o que faz com que o conhecimento tradicional das comunidades se integre e se articule com o saber científico (CAPORAL, 2009). O manejo agroflorestal é uma tentativa de encontrar para cada planta as condições em que melhor se desenvolve e de aproximar os sistemas agrícolas o máximo possível do ecossistema natural no qual está inserido (GÖTSCH, 1994).

Algumas das vantagens do sistema agroflorestal, tanto em relação às atuais limitações ao sistema de coivara, quanto em relação à agricultura convencional moderna são: maior variedade de espécies, o que contribui para uma maior ciclagem de nutrientes; uma mesma área pode ser constantemente manejada com diversos plantios sem empobrecimento do solo nem necessidade de repouso; o plantio direto e a manutenção da cobertura do solo com matéria orgânica ajudam a reduzir a erosão e a perda de nutrientes do solo; manutenção das interrelações específicas de

---

<sup>10</sup>Categoria de unidades de conservação que permite a ocupação humana e determinados usos do solo estabelecidos em seus planos de manejo, como Áreas de Proteção Ambiental (APA) e Reservas Extrativistas (RESEX).

animal-planta-solo como alimentação, abrigo, dispersão de sementes e conservação da fauna do solo (BERNARDES, 2020).

Essas novas práticas, como também uma nova forma de manejar a juçara (*Euterpe edulis* Mart.)<sup>11</sup> que privilegia seus frutos para a produção de polpa ao invés do palmito - que implica em sua derrubada - são adaptações das comunidades a um novo contexto e que reflete seu modo de vida e sua luta pelo território (SANSOLO, 2021). Essas práticas não deixam de ser tradicionais, pois incorporam conhecimentos das populações, além de a própria cultura tradicional ter sido sempre mutável e adaptativa. A tradição se refere a práticas transmitidas por gerações por via oral. Práticas essas que sempre incorporaram técnicas novas e mais eficientes, motivadas por demandas de sobrevivência física ou cultural em diferentes tempos e que passaram a ser tradição devido à sua transmissão (BERNARDES, 2020).

A adoção dos preceitos agroecológicos possui também uma intencionalidade de luta contra hegemônica marcada pelo contexto histórico e geográfico. É uma luta pela permanência no território, pelo acesso a alimentos saudáveis, pela valorização da cultura e pelo direito das comunidades de decidirem sobre seus sistemas de produção e reprodução de vida (SCHIAVINATTO *et al.*, 2019).

A luta dessas comunidades, conforme buscamos demonstrar é histórica e também se adaptou ao longo do tempo aos diferentes contextos históricos de opressão e dominação. Tendo em vista que muitas das lutas das diferentes comunidades tradicionais (caiçaras, Quilombolas e indígenas) da região convergiam em muitos aspectos, em 2007, lideranças dessas comunidades se uniram e criaram o Fórum de Comunidades Tradicionais de Angra dos Reis, Paraty e Ubatuba (FCT) com o objetivo de se fortalecerem. O FCT luta pelos seus direitos de estarem no território, manterem seus estilos de vida e formas de interação com a natureza e a promoção da justiça ambiental. Com base nas exigências do FCT, foi desenvolvida uma parceria com a Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ) apoiada pela Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) em 2009 para a criação do Observatório de Territórios Sustentáveis e Saudáveis da Bocaina (OTSS).

---

<sup>11</sup> Espécie nativa da Mata Atlântica que devido à intensa exploração em populações nativas visando a comercialização do palmito que produz está em risco de extinção em algumas regiões (VIANNA, S.A. 2020). *Euterpe* in Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB15712>>. Acesso em: 31 mai. 2021.)

O primeiro passo dessas parcerias foi a criação participativa de uma agenda territorializada, contra hegemônica, baseada nas necessidades explicitadas pelos membros das comunidades que envolveram questões relacionadas ao saneamento ecológico, à agroecologia, ao turismo de base comunitária e à educação diferenciada voltada ao fortalecimento do modo de vida das comunidades tradicionais. Com base nessa agenda e para atingir seus objetivos, o OTSS vem implementando modelos de gestão que assegurem a implementação do projeto, a integração de suas ações e a democratização das decisões, o que permite o diálogo entre pesquisadores acadêmicos e pesquisadores das comunidades. Com esse diálogo, novos conhecimentos e práticas emergem, ajudando a gestão do OTSS na tomada de decisões, pois relacionam-se diretamente às necessidades das comunidades e às limitações e potencialidades da FIOCRUZ (FREITAS *et al.* 2008).

Em decorrência da crise hídrica de 2013 a 2015 citada no início do trabalho, o OTSS em articulação com a Área de Proteção Ambiental (APA) Cairuçu, com o Laboratório de Geo-Hidroecologia e Gestão de Riscos da Universidade Federal do Rio de Janeiro (GEOHECO/UFRJ) e com o Grupo de Pesquisa em Desastres Socionaturais da Universidade Federal Fluminense (GDEN/UFF) organizaram uma oficina de trabalho (As águas do Carapitanga) para criar um ambiente de diálogo na busca do desenvolvimento de soluções articuladas e pactuadas com os atores envolvidos. A mobilização das comunidades foi realizada pelo FCT em articulação com as associações de moradores e lideranças comunitárias, o que garantiu ampla participação e representatividade popular. A oficina teve como objetivos mapear elementos relacionados à situação ambiental da bacia por meio de mapeamento participativo, elaborar um plano de ação para enfrentar as questões apontadas pelo mapeamento e definir um fórum de discussão e acompanhamento permanente para as ações planejadas. O mapeamento realizado encontra-se disponível por meio de um mapa interativo *on-line*<sup>12</sup>. O resultado da oficina foi reunido em um plano de ações elaborado com o objetivo de colocar em prática medidas concretas voltadas à melhoria das águas do Carapitanga (OSWALDO-CRUZ *et al.* 2019).

---

<sup>12</sup> <https://goo.gl/U9wXUA>

### 2.3 Contextualização ambiental de Paraty

O município de Paraty tem uma extensão territorial de 924,3 km<sup>2</sup> e situa-se no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, na Baía da Ilha Grande, região turisticamente conhecida como Costa Verde. Paraty é o município limítrofe do Estado do Rio de Janeiro com o Estado de São Paulo, fazendo divisa, ao sul, com Ubatuba (SP) e a norte com Angra dos Reis (RJ). Seus limites ocidentais coincidem com os divisores topográficos da serra do Mar, no município de Cunha (SP), separando as bacias hidrográficas que drenam a vertente Atlântica e as bacias interioranas que drenam para o rio Paraíba do Sul (figura 5).

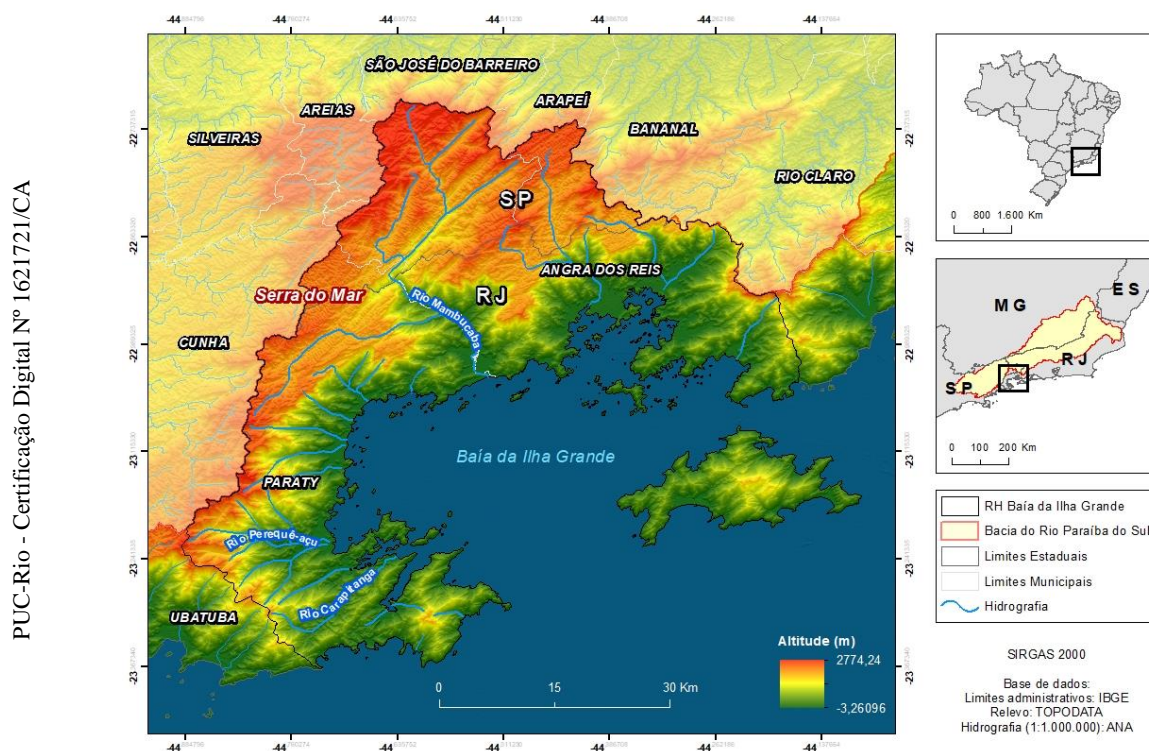


Figura 5. Região Hidrográfica (RH) da Baía da Ilha Grande no contexto da região sudeste e do litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

A escarpa da serra do Mar em Paraty, sob denominação local de serra da Bocaina, forma uma enorme barreira orográfica de grande amplitude, atingindo cotas superiores a 1500 m de altitude e caracterizando-se como um relevo de transição entre os terrenos planos das estreitas baixadas fluviomarinhas que ocupam as reentrâncias do litoral e a zona colinosa a montanhosa do planalto da Bocaina (DANTAS, 2000). Rios de planalto, como o rio Mambucaba ultrapassam as

fronteiras administrativas dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo e descem abruptamente a escarpa, enquanto outros, que nascem dentro dos limites municipais, drenam exclusivamente a escarpa, tais como Perequê-Açu e o rio Carapitanga – bacia na qual se insere o presente trabalho.

O relevo local se insere no contexto de formação da serra do Mar, que se estende do litoral norte do estado de São Paulo (serra da Bocaina), até a serra do Desengano, às margens do rio Paraíba do Sul, próximo a Campos dos Goytacazes, no norte fluminense (DANTAS *et al.*, 2005) numa direção ENE-WSW, acompanhando a tendência estrutural do substrato geológico. Essa formação é resultante do soerguimento tectônico produzido por diferentes ciclos orogênicos que culminaram com o Evento Brasileiro há aproximadamente 600 milhões de anos e de falhas e fraturas associadas à abertura do oceano Atlântico (250-65 Ma) (DANTAS, 2000).

Dessa dinâmica tectônica, o arcabouço geológico que se manifesta localmente é composto predominantemente por granitos e gnaisses (figura 6) geralmente dobrados e falhados. Os sedimentos do Holoceno distribuem-se principalmente no litoral, representados por sedimentos de praia e das planícies fluviais (GUERRA *et al.*, 2013).

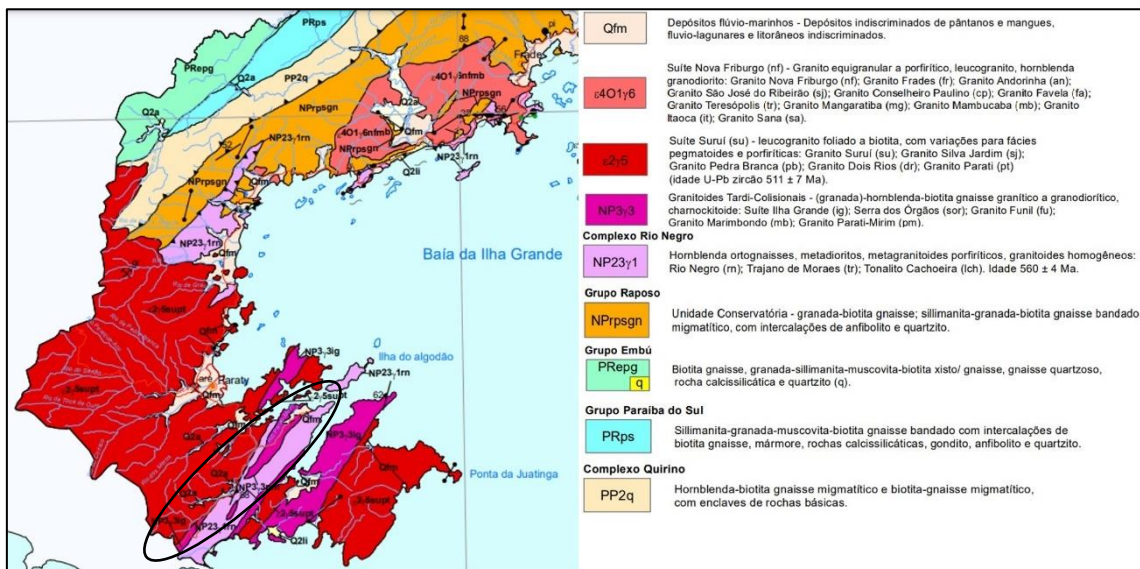


Figura 6. Mapa geológico do município de Paraty. O contorno preto refere-se à localização aproximada da bacia do rio Carapitanga, também chamado de rio Parati-mirim. Adaptado de Heilbron *et al.*, 2016.

Característicos do relevo escarpado e montanhoso, predominam nas áreas mais elevadas solos rasos como Neossolos Litólicos, que apresentam horizonte A



diretamente sobre o substrato rochoso (NEVES, 2015). O solo de maior predominância no município é o Cambissolo, que ocorre em grande parte das encostas de alto e médio curso das bacias. São solos que apresentam grande variação em relação à profundidade, podendo ser rasos ou profundos, muitas vezes pedregosos ou mesmo rochosos e ocorrem preferencialmente em regiões serranas ou montanhosas (CARVALHO FILHO *et al.*, 2003). Nas partes mais baixas há ocorrência de Latossolos Vermelho-Amarelados, também bastante representativos na bacia do rio Carapitanga (figura 7). São em geral muito intemperizados, profundos e de boa drenagem (CARVALHO FILHO *et al.*, 2003).

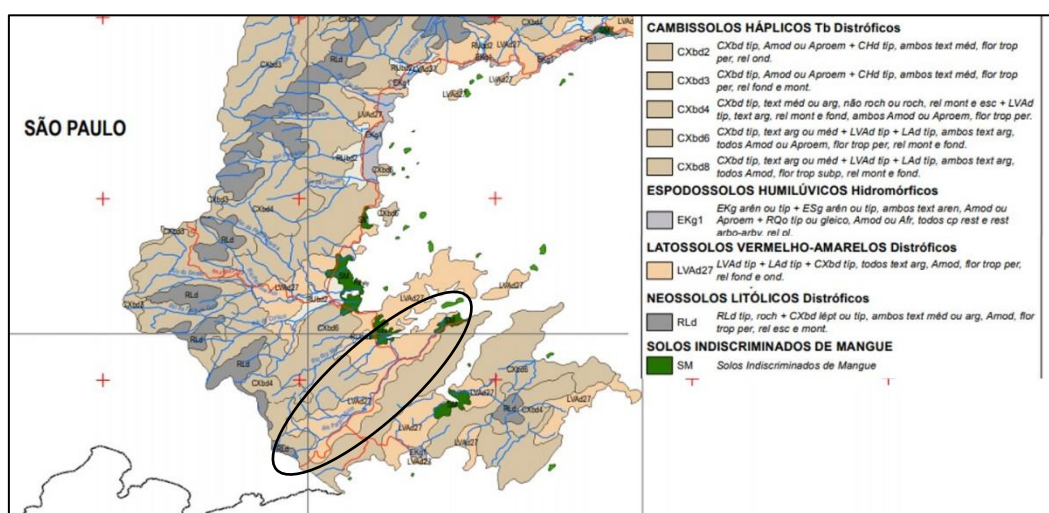


Figura 7. Ocorrência de tipos de solo no município de Paraty. O contorno preto refere-se à localização aproximada da bacia do rio Carapitanga. Adaptado de Carvalho Filho *et al.* (2003).

Paraty apresenta um zoneamento climático fortemente influenciado pelo relevo e pelo desnivelamento altimétrico, que produzem descontinuidades no padrão de distribuição espacial e temporal da precipitação e temperatura. Segundo Nimer (1989), a região sudeste tem grande diversificação climática, resultante da constante interação entre fatores de ordem estática e outros de natureza dinâmica.

Dentre os fatores estáticos, relacionados às condições geográficas locais, destacam-se: a) a influência da posição latitudinal que propicia melhores condições à evaporação pela forte radiação solar; b) a proximidade com o oceano, que além de ser outra pré-condição do processo de evaporação contribui para a formação de nuvens pela existência de núcleos de condensação formados por sais higroscópicos; c) a topografia acidentada, que aumenta a turbulência do ar pela ascendência orográfica (SOARES *et al.*, 2014).

Dos fatores dinâmicos, relacionados aos mecanismos atmosféricos que atuam sobre a região e que interagem com os fatores estáticos, os autores destacam a atuação do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), que durante o inverno atua inibindo movimentos ascendentes do ar e, portanto, a formação de nuvens e precipitação; e os mecanismos causadores de precipitação como a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), sistemas frontais, linhas de instabilidade e complexos convectivos de mesoescala. Sistemas de circulação locais, como as brisas, que se originam do aquecimento diferenciado entre o continente e oceano podem, ainda, fornecer umidade extra para os outros sistemas e intensificar a precipitação (SOARES *et al.*, 2014).

Esses fatores conferem a Paraty um dos maiores índices pluviométricos do Estado do Rio de Janeiro, chegando a 2500 mm anuais em alguns locais (OLIVEIRA & GALVANI, 2015). A distribuição espacial da precipitação local é fortemente influenciada pela topografia e pela distância do litoral, com os máximos ocorrendo à barlavento da serra do Mar e os mínimos à sotavento e nas áreas mais distantes da costa, onde o ar já perdeu boa parte da sua umidade ao longo do trajeto. A distribuição das chuvas ao longo do ano tem forte sazonalidade, contando com cerca de 70% dos índices pluviométricos anuais concentrados nos meses de outubro a março com período mais seco entre abril e setembro. Os sistemas causadores das precipitações nos dois períodos são distintos, sendo que no período mais seco a distribuição espacial da precipitação está relacionada à passagem dos sistemas frontais, enquanto que no período chuvoso há maior contribuição de precipitações convectivas geradas pelo aquecimento local, intensificação da brisa marítima e pela ocorrência de ZCAS (SOARES *et al.*, 2014).

Associada aos fatores físicos e climáticos, a região apresenta uma grande complexidade de fisionomias e florística relacionadas ao bioma da Mata Atlântica, com predomínio de Floresta Ombrófila Densa, em suas expressões Submontana, Montana e Alto Montana, além de áreas de ecossistemas de restingas e manguezais (IBAMA, 2002; VELLOSO, 1991). A flora local é essencialmente diversificada no planalto e nas escarpas, com alto índice de espécies endêmicas e, com frequência, encontram-se espécies indicadoras de qualidade ambiental (IBAMA, 2002).

A Mata Atlântica, que cobria originalmente uma área de cerca de 150 milhões de hectares foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, em condições ambientais altamente heterogêneas e que atualmente encontra-se

extremamente fragmentada e com sua cobertura original reduzida a cerca de 11% a 28% (RIBEIRO *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2018).

Paraty integra o maior dos fragmentos remanescentes de Mata Atlântica, que se estende ao longo da costa do estado de São Paulo até o litoral sul do estado do Rio de Janeiro (figura 8), compondo mais de um milhão de hectares de floresta contínua, o que representa cerca de 7% do que restou da Mata Atlântica brasileira (RIBEIRO *et al.*, 2009).

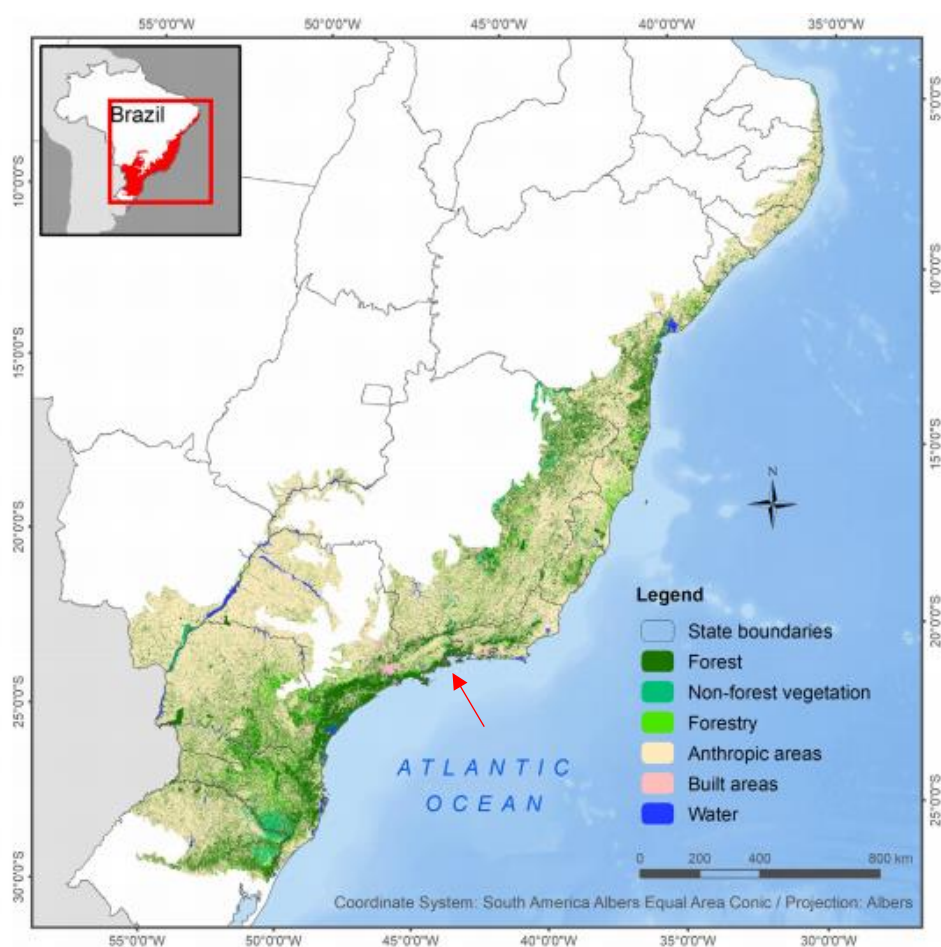


Figura 8. Cobertura e uso do solo do bioma Mata Atlântica. A seta vermelha indica a localização do município de Paraty e sua contextualização nos remanescentes florestais atuais do bioma. Extraído de Rezende *et al.*, 2018.

Do ponto de vista da cobertura e uso do solo de Paraty, cerca de 80% de sua área é de florestas em diferentes estágios sucessionais, sendo o município do estado do Rio de Janeiro com maior cobertura de Mata Atlântica por área, junto com seu vizinho Angra dos Reis e Mangaratiba (figura 9; tabela 1).

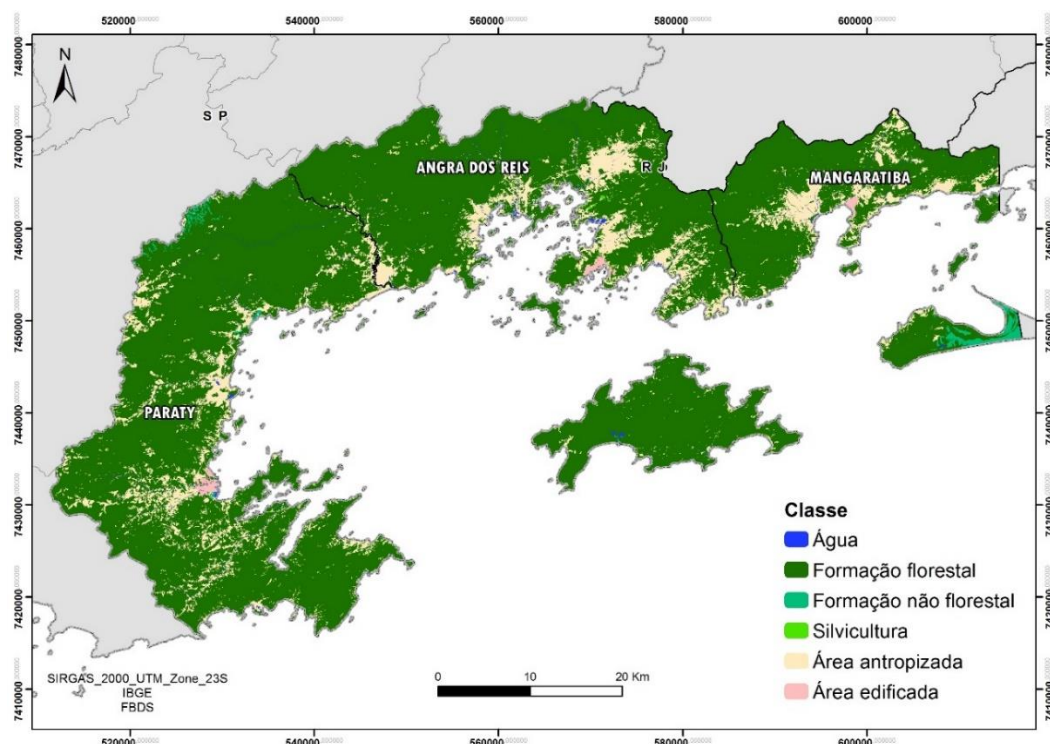


Figura 9. Mapa de cobertura e uso do solo dos municípios de Paraty, Angra dos Reis e Mangaratiba. Produzido a partir de dados da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), 2018.

Tabela 1. Relação de cobertura de vegetação nativa (Vn) por área total (At) dos 10 município do estado do Rio de Janeiro com maiores índices (Vn/At). Valores em hectares. Calculado com base nos dados do Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), 2018.

Município	Vegetação nativa – Vn (ha)	Área Total – At (ha)	Vn/At (%)
Paraty	79.761	92.467	86
Angra dos Reis	69.266	82.451	84
Mangaratiba	29.136	35.621	82
Nova Friburgo	59.136	93.420	63
Petrópolis	48.915	79.587	61
Itatiaia	14.780	24.496	60
Engenheiro Paulo de Frontin	7.635	13.290	57
Teresópolis	43.980	77.090	57
Cachoeiras de Macacu	52.376	95.433	55
Magé	20.024	38.855	52

### 3

## Resultantes geo-hidroecológicas do manejo tradicional

### 3.1

#### Introdução

Conforme discutido anteriormente, após a abertura da rodovia Rio-Santos, muitas roças manejadas historicamente foram abandonadas, o que contribuiu para a regeneração natural nessas áreas. É bastante comum ouvir de pessoas locais mais antigas que “aqui era tudo roça” enquanto apontam para áreas atualmente florestadas.

De maneira geral, as florestas cumprem diversas funções hidrológicas tais como: interceptação da água da chuva e o retorno de parte da precipitação para a atmosfera por evapotranspiração; favorecimento da infiltração e redistribuição da água no solo; interceptação e armazenamento da água pela serapilheira; 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). Esses aspectos contribuem para a regulação da produção dos fluxos d'água que convergem para os canais fluviais durante as chuvas, a estocagem de água no solo e a recarga do aquífero local (COELHO NETTO, 2005).

A precipitação é o principal fator que controla o ciclo hidrológico de uma região (DUNNE & LEOPOLD, 1978). A chuva gera impulsos no sistema que acionam os processos hidrológicos e erosivos que regulam as transformações morfológicas e a evolução interna da bacia de drenagem (COELHO NETTO, 2005). As características das chuvas relevantes aos processos superficiais e subsuperficiais são sua quantidade, duração e distribuições espaciais e temporais. A intensidade da chuva é um de seus parâmetros mais importantes, que leva em conta seu total (mm) por unidade de tempo. O total precipitado tem pouca importância se não estiver relacionado a uma duração, ou seja, 100 mm em um mês é pouco, mas muito em um dia e mais ainda em uma hora (BERTONI & TUCCI, 2001).

Independente do modo de produção das sociedades em diferentes tempos, o clima é uma das variáveis naturais mais significativas no processo produtivo

enquanto insumo de energia no sistema terrestre (SANT'ANNA NETO, 2001). O clima pode ser considerado um regulador da produção agrícola e um importante componente da qualidade de vida das populações, podendo limitar ou facilitar as diferentes atividades humanas na superfície terrestre.

Por outro lado, as atividades humanas podem potencializar ou minimizar os efeitos climáticos em sua manifestação espacial ao se apropriarem de diferentes formas da superfície terrestre. Conforme argumenta Sant'anna Neto (2001), os diferentes níveis de desenvolvimento econômico e tecnológico de cada sociedade podem deixá-la mais vulnerável ou podem reduzir efeitos adversos da dinâmica climática e enquanto o acesso e o proveito desses avanços estiverem limitados a uma determinada parcela da sociedade, a relação clima-sociedade não se dá mais a partir da dimensão humana enquanto espécie ou indivíduo, mas sim no contexto dos seres humanos enquanto seres sociais e inseridos numa sociedade de classes. Isso é particularmente importante ao considerarmos as pesquisas que vêm demonstrando mudanças nas dinâmicas climáticas com alto potencial de afetarem significativamente a sociedade.

Essas temáticas serão trabalhadas em mais detalhes adiante. Serão discutidos alguns aspectos das dinâmicas pluviais e seus potenciais efeitos para a sociedade. Em seguida, abordaremos o processo de sucessão ecológica após o abandono das roças para posteriormente tratarmos das resultantes de diferentes usos nas dinâmicas geo-hidroecológicas e seus efeitos no sistema socioambiental. Finalmente, serão apresentados os procedimentos e resultados da pesquisa.

### **3.1.1**

#### **Tendências pluviométricas e a região Sudeste brasileira**

A história geológica tem demonstrado que mudanças climáticas fazem parte da dinâmica natural da Terra e ocorrem em decorrência de fenômenos naturais variados como mudanças na órbita da Terra, processos bióticos, variações na radiação solar recebida pela Terra, erupções vulcânicas e outras dinâmicas tectônicas, mudanças oceânicas e mudanças naturais na concentração atmosférica de gases do efeito estufa (GEE) (MESAROVIC, 2019).

No entanto, essas mudanças ocorrem em grandes escalas de tempo, enquanto que as alterações climáticas decorrentes do aquecimento da atmosfera, dos oceanos e da terra vêm ocorrendo numa velocidade sem precedentes. Segundo

o sexto e mais recente relatório do IPCC<sup>13</sup>, publicado em agosto do presente ano (2021), a influência humana no processo de aquecimento global é inequívoca. Se antes havia uma certa cautela por parte de alguns cientistas em associar as atividades humanas como as responsáveis por alterações climáticas observadas em diferentes escalas devido, justamente, ao reconhecimento de que as variabilidades fazem parte da dinâmica climática, o recente relatório, elaborado por cientistas de mais de 190 países foi categórico em associar o aquecimento global com as ações humanas. De acordo com o documento, mudanças regionais na intensidade e frequência dos extremos climáticos tendem a aumentar com o aquecimento global. Ou seja, ainda que os extremos façam parte das dinâmicas climáticas regionais, as variabilidades naturais são potencializadas pelas atividades antrópicas.

Trabalhos anteriores já demonstraram os efeitos que determinadas alterações humanas nos ecossistemas podem ser capazes de provocar na dinâmica climática regional, como foi o caso da produção do café no vale do rio Paraíba, relatada por Dantas e Coelho Netto (2018). A substituição da Mata Atlântica pelo cultivo generalizado do café, em um período de trinta a quarenta anos, provocou uma transformação irreversível no regime de chuvas, antes típico de uma floresta tropical pluvial para algo próximo a de uma floresta estacional, com concentração anual de chuvas no verão e aumento de eventos críticos capazes de acionar diversos processos erosivos (DANTAS & COELHO NETTO, 2018). Esses, por sua vez, eram favorecidos pelas técnicas de cultivo do café que era plantado em alinhamento vertical ao longo das encostas com grande espaçamento entre as fileiras para que os escravizados pudessem ser vigiados pelos capatazes (MARQUESE, 2008). A retirada da vegetação nativa, aliada à técnica empregada, propiciou processos erosivos que sem a proteção das copas das árvores e da camada de serrapilheira sob o solo, nos eventos de chuva geraram grande produção de sedimentos para os fundos de vale. A quantidade de sedimentos que convergiram para os fundos de vales foi muito superior à capacidade de transporte dos canais, promovendo um processo de aggradação dos vales em escala regional, em decorrência do desequilíbrio do sistema fluvial (DANTAS & COELHO NETTO, 2018).

Novas evidências reforçam com alta confiança a conclusão de que mesmo aumentos incrementais relativamente pequenos no aquecimento global (+0,5°C)

---

<sup>13</sup>Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Change).

causam mudanças estatisticamente significativas em extremos na escala global e para grandes regiões. Esse é principalmente o caso da intensificação de fortes precipitações e agravamento de secas em algumas regiões.

Diversos estudos já vêm demonstrando tendências de mudanças na distribuição do regime pluviométrico da região sudeste brasileira (FIGUEIRÓ & COELHO NETTO, 2011; FIGUEIRÓ, 2012; DEREZYNSKI, 2013; ZILLI *et al.*, 2016). Ainda que as variabilidades climáticas e eventos pluviométricos extremos de baixa e alta pluviosidade sejam circunstâncias naturais do clima do sudeste brasileiro, os estudos citados demonstram tendências significativas de redução do número de dias de chuva e de eventos chuvosos leves ao longo dos anos, além do aumento da frequência de eventos extremos de chuva ( $>100$  mm/dia) que podem desencadear instabilidades no sistema ambiental e gerar danos consideráveis à sociedade em áreas ocupadas. Da mesma forma, a redução do número de dias de chuva e de eventos chuvosos leves podem levar ao agravamento da situação do abastecimento hídrico principalmente em áreas mais ocupadas, onde há maior demanda no consumo da água, podendo inclusive gerar conflitos diversos em relação ao seu acesso, como foi o caso da crise hídrica de 2014 na bacia do Carapitanga.

A alta pluviosidade característica da região sudeste, principalmente nos meses de verão, e a existência de extensas áreas sob domínio montanhoso fazem com que os movimentos de massa sejam uma condição natural da evolução da paisagem geomorfológica nessas regiões (DE PLOEY & CRUZ, 1979; COELHO NETTO, 1999). No entanto, a tendência de aumento desses eventos se alia ao fato de que a região sudeste é a mais populosa do país com enormes desigualdades socioespaciais e a ocupação humana em locais suscetíveis à deslizamentos pode aumentar a suscetibilidade natural do terreno à ocorrência desses fenômenos (COELHO NETTO *et al.*, 2012).

Problemas relacionados à falta de planejamento urbano, como retirada da cobertura vegetal, cortes de encostas para construção de estradas e edificações (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 & SILVA, 1968). 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, principalmente no município de Nova Friburgo em 2011, todos ocorridos entre dezembro e abril (FRAGA, 2014).

No evento catastrófico de janeiro de 2011 em Nova Friburgo, chamou atenção a grande quantidade de deslizamentos de encostas em áreas com cobertura florestal (COELHO NETTO *et al.*, 2013). Isso porque a literatura (e até mesmo o senso comum) costumam considerar importante o papel desempenhado pela vegetação frente à estabilidade de encostas (PRANDINI *et al.*, 1977; TSUKAMOTO, 1990; SIDLE & OCHIAI, 2006; STOKES *et al.*, 2008; GHESTEM *et al.*, 2011). Os indivíduos arbóreos de maior porte promovem estabilização mecânica do solo pela ancoragem promovida por seu sistema radicular que podem atingir grandes profundidades, assim como também são responsáveis por regular o balanço hidrológico das encostas pelos processos de evapotranspiração, distribuição da água no solo e influenciarem no comportamento da umidade no solo (GREENWAY, 1987). Buscando compreender essa aparente contradição, Fraga (2014) estudou dois fragmentos de idades em torno de 20 e 50 anos próximos à deslizamentos. Os resultados demonstraram uma estagnação no processo sucessional em que ambas as áreas apresentaram alto número de espécies pioneiras e secundárias iniciais, além de elevado número de indivíduos arbóreos mortos (13% no fragmento de 20 anos e 8,3% no fragmento de 50 anos) quando comparados à floresta com idades similares estudadas por Oliveira (2002) na Ilha Grande (Angra dos Reis): 6,3% em floresta de 50 anos e 7,8% em floresta de 25 anos, em ambos os casos após uso tradicional de roça caiçara.

As espécies pioneiras e secundárias iniciais normalmente têm ciclo de vida mais curto, o que explicaria os maiores valores de árvores mortas encontrados por Fraga (2014). Além disso, conforme será exposto a seguir, essas espécies costumam ter um comportamento de alocação de biomassa em folhas e raízes finas e apresentam baixa densidade de madeira, diferentemente de espécies características de sucessão mais avançada, que tem crescimento lento, alta densidade da madeira,

são mais longevas e alocam biomassa em sua sustentação (troncos e raízes), podendo contribuir com a estabilização mecânica do solo.

### 3.1.2

#### **Sucessão ecológica em florestas tropicais e agricultura itinerante**

De maneira geral, as florestas secundárias são resultantes do processo pelo qual passa uma determinada comunidade vegetal 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 (OLIVEIRA & FERNANDEZ, 2017). 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).

Para Hartshorn (1980), no entanto, 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, “virgem” implicam em estados biológicos estáveis em que não houve perturbação humana recente e são caracterizadas por dossel multiestratificado, 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 (soma das áreas da seção transversal dos troncos de todas as árvores a altura do peito) algumas vezes atingem níveis encontrados em florestas maduras em menos de trinta anos após o abandono (FINEGAN, 1996). A primeira década da sucessão florestal após o abandono da terra é caracterizada pela dominância de gramíneas, arbustos e herbáceas que eventualmente são sombreadas por espécies pioneiras arbóreas heliófilas e de ciclo de vida curto. Após esse período, o dossel é dominado por espécies de ciclo de vida longo, alta estatura, mas igualmente demandantes de luz. 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).

Nas florestas tropicais, as combinações entre regimes de chuva, temperatura, relevo e tipos de solo 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).

Budowski (1965) propôs uma classificação de estágios sucessionais de acordo com características florísticas, fisionômicas e estruturais das florestas. O autor dividiu as espécies arbóreas dos estágios sucessionais em pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáticas 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 da Américas. Adaptada de Budowski (1965).

	<b>Pioneira</b>	<b>Secundária inicial</b>	<b>Secundária tardia</b>	<b>Clímax</b>
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. Tonhasca (2005) argumenta que 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, uma vez que as plantas que colonizam inicialmente áreas em regeneração compartilham estratégias reprodutivas e morfológicas, assim como as que se estabelecem posteriormente. Dessa forma, os estágios sucessionais deveriam ser vistos como aproximações.

As espécies sucessionais iniciais desenvolvem altos índices de área foliar, 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, enquanto que espécies mais longevas, características de estágios mais avançados, 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 florestas tropicais passam por períodos de distúrbio e recuperação em diferentes escalas espaciais e temporais. Distúrbios naturais, como inundações e deslizamentos removem parcial ou completamente a cobertura florestal e alteram os solos, com repercussões na biodiversidade e nas 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). Segundo Mesquita *et al.* (2001), a regeneração florestal em clareiras naturais decorrentes da queda de árvores segue caminhos razoavelmente previsíveis, enquanto que em áreas submetidas a alterações antrópicas, os caminhos

sucessionais muitas vezes parecem estocásticos. Usos anteriores do solo são extremamente diversos e costumam deixar efeitos residuais na regeneração florestal. Esses efeitos podem ser decorrentes do esgotamento da matéria orgânica e dos nutrientes do solo, das alterações nas propriedades físicas do solo, redução de dispersão e recrutamento de espécies características de estágios avançados, além de poderem afetar a capacidade de rebrota e o banco de sementes (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001).

Quando uma pequena área é aberta e rapidamente abandonada, o recrutamento de espécies é rápido e o local se torna coberto por espécies pioneiras. Já clareiras grandes resultam em perdas de nutrientes e outras modificações no solo (BAZZAZ & PICKET, 1980). Isso porque a retirada da floresta interrompe 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 da floresta para o cultivo, abertura de pastagens ou extração de madeira levam a alterações nas guildas<sup>14</sup> 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 que 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 de regeneração na data do estudo, e outra que foi abandonada após corte raso (10 anos de idade). A primeira foi dominada por espécies do gênero

---

<sup>14</sup> Grupos de espécies que provém sua subsistência pelos mesmos tipos de recursos e que utilizam as mesmas estratégias na ocupação de seus nichos.

*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).

Ao estudar florestas com diferentes idades seguidas de roças na Ilha Grande (Angra dos Reis, RJ), Oliveira (1999) relatou que a entrada de espécies na área de 5 anos é tipicamente por rebrota de tocos, já que durante o período de implantação da roça caíra, estes são mantidos vivos e fisiologicamente atuantes, constituindo a fonte inicial de colonização do sítio. O crescimento rápido das espécies pioneiras e secundárias iniciais, com 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).

A agricultura de corte e queima é uma forma de uso do solo onde espécies de cultivares anuais são produzidas, gerando uma cobertura do solo composta por roças e florestas secundárias em diferentes estágios de sucessão (PEDROSO JUNIOR *et al.*, 2008). A derrubada e a queima da vegetação permitem disponibilidade de luz para as culturas e reduzem as populações de pragas e plantas invasoras (KLEINMAN, 1995). A deficiência em fósforo da maioria dos solos tropicais é compensada pelo uso do fogo (OLIVEIRA, 2007). O fogo desempenha papel fundamental ao transferir o fósforo e demais nutrientes presentes na biomassa vegetal para o solo por meio das cinzas e as espécies herbáceas utilizadas nas culturas agrícolas possuem raízes curtas, que capturam os nutrientes nas camadas superficiais do solo (OLIVEIRA, 2007).

O sistema é totalmente dependente do pousio para a restauração da fertilidade do solo que é realizada em grande parte pelo retorno da matéria orgânica e nutrientes pela produção e decomposição da serrapilheira da vegetação que sucede o abandono (EWEL, 1980). Se o pousio for muito curto, pode ocorrer uma degradação local comprometendo a produtividade. Se for muito longo, dificulta a limpeza do terreno pelo tamanho das árvores e há necessidade de grande extensão

de terra, uma vez que durante o pousio, o cultivo estará ocorrendo em outros locais (OLIVEIRA, 1999). Nas comunidades caiçaras de São Paulo e Rio de Janeiro, a média dos períodos de cultivo é de 3,1 anos, o pousio de 7,8 anos e o tamanho da área cultivada de 0,42 ha (ADAMS, 2000). A sustentabilidade do sistema, no entanto, apresenta limitações demográficas. Uma quantidade maior do que dez a vinte pessoas por km<sup>2</sup> levaria a redução do período de pousio ou aumento do tempo de plantio, o que implicaria na degradação do sistema (BOSERUP, 1972; ADAMS, 2000).

A sustentabilidade ecológica das várias fases do sistema de agricultura itinerante e a regeneração da floresta após o abandono foi observada por diversos autores (KLEINMAN *et al.* 1995; OLIVEIRA, 1999; ADAMS, 2000; OLIVEIRA, 2008). De uma maneira geral, ocorre uma relativa perda da diversidade biológica, mas um retorno significativo em termos de biomassa e recuperação dos processos de ciclagem de nutrientes (BREARLEY *et al.* 2004; OLIVEIRA, 2008). Uhl (1987) analisando a sucessão após agricultura de corte e queima encontrou valores de produção de biomassa total (crescimento das árvores e serrapilheira) próximo aos valores encontrados em florestas maduras após cinco anos de pousio.

Brearley *et al.* (2004) observaram que após 55 anos de abandono de uma roça, a floresta apresentou estrutura similar à de uma floresta madura, mas não sua composição de espécies. A demora no retorno da composição foi observada também por Oliveira (2008) que classificou essas florestas como *clímax antrópico*.

Do ponto de vista da paisagem gerada decorrente da interação entre os processos sociais e naturais, no caso específico das florestas tropicais, dificilmente poder-se-á esperar um padrão pré-definido, ainda que se trate de um mesmo uso do solo. As diversas condicionantes do processo de sucessão ecológica, tais como intensidade do distúrbio, qualidade do banco de sementes e possibilidade de dispersão das mesmas, vegetação remanescente, etc. (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001) refletem a gama de probabilidades e caminhos ecológicos que a mudança de uma dessas variáveis pode ocasionar. As taxas de mudanças nas comunidades arbóreas seguidas de grandes distúrbios são determinadas pela complexa interações entre fatores locais, história da paisagem e estrutura, conjunto de espécies regionais e história de vida das espécies (CHAZDON *et al.*, 2007).

O estudo da vegetação auxilia na compreensão das dinâmicas históricas desses ambientes a partir de estimativas de idade das espécies arbóreas, presença



de espécies agrícolas ou utilizadas em rituais, assim como a classificação das espécies segundo o seu grupo sucessional. Porém, as taxas de mudança nas comunidades florestais variam consideravelmente. Os gradientes sucessionais e as respostas evolutivas e funcionais da população são parte de um processo regional dinâmico, ao invés de um padrão único local e múltiplos caminhos podem levar a uma gama de tipos de florestas maduras (CHAZDON *et al.*, 2007). Ao considerarmos que as espécies estão organizadas em redes, nas quais estão ligadas a outras espécies com as quais interagem de várias maneiras, o entendimento dos efeitos absolutos e de longo prazo dos impactos antrópicos nas florestas tropicais deve considerar também as interações entre espécies, como essas espécies se organizam em redes e a função que desempenham (MORRIS, 2010).

Está se tornando cada vez mais aceito que as florestas são sistemas complexos adaptativos. Assim como todos os sistemas complexos, elas estão em um estado de mudança contínua, renovação e auto-organização. Mudanças dinâmicas e não equilíbrio dinâmico são a regra, mais do que exceção (PARROT & LANGE, 2013).

### **3.1.3 Hidrologia de florestas**

Do ponto de vista dos aspectos geo-hidroecológicos, o fogo utilizado na agricultura itinerante pode diminuir o conteúdo de matéria orgânica – que influencia na agregação das partículas do solo (TISDALL & OADES, 1982; SILVA *et al.* 2014) – reduzir a densidade e profundidade das raízes e diminuir a atividade biológica do solo (FRAGOSO *et al.* 1997). Essas mudanças podem levar à diminuição da capacidade de infiltração do solo, aumentando escoamento superficial, erosão, assoreamento dos rios e redução da recarga subterrânea.

No entanto, o impacto do fogo no solo depende de fatores como intensidade do fogo, carga de combustível e umidade do solo. O fogo pode ser benéfico ou prejudicial para o solo, dependendo de sua gravidade e do intervalo de retorno do fogo. Em incêndios de baixa intensidade, a combustão da serrapilheira e da matéria orgânica do solo aumenta os nutrientes disponíveis para as plantas, o que resulta no rápido crescimento de plantas herbáceas e em um aumento significativo no armazenamento de nutrientes pelas plantas via deposição das cinzas. Já incêndios

de alta intensidade podem resultar na perda completa de matéria orgânica do solo, volatilização de nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, além de afetar organismos biológicos presentes no solo. Incêndios florestais intensos podem gerar a formação de alguns compostos orgânicos com propriedades hidrofóbicas, o que resulta em alta repelência de água nos solos (VERMA & JAYAKUMAR, 2012).

É de se esperar que com a regeneração das florestas após o abandono das áreas, a funcionalidade hidrológica seja restabelecida e, com passar do tempo, as taxas de infiltração sejam recuperadas, assim como as demais dinâmicas hidrológicas concernentes a cobertura florestal. Ainda assim, algumas das mudanças que ocorrem ao longo do processo de sucessão ecológica, podem repercutir na relação biota-solo-água. Diante do recente exposto, as variáveis que influenciam o processo de sucessão são diversas e a redução das florestas secundárias a uma condição única significa homogeneizar uma grande variabilidade de processos ecológicos que influenciam nas dinâmicas hidrológicas florestais de diversas maneiras (OLIVEIRA *et al.*, 2012). Trataremos, portanto a seguir das relações entre cobertura e uso do solo com a água proveniente das chuvas e os processos decorrentes dessas relações.

### **3.1.3.1 Interceptação**

A interceptação denota o processo pelo qual a precipitação de qualquer tipo atinge o material vegetal acima da superfície de solo mineral. A interceptação florestal apresenta naturalmente uma alta variabilidade espacial e temporal, que estão atribuídas a uma combinação de fatores abióticos ou bióticos. Os fatores climáticos que contribuem tanto para a variabilidade temporal quanto espacial da interceptação são a magnitude, duração e intensidade do evento de chuva e direção e velocidade do vento (LEVIA *et al.*, 2006). Quando a chuva ultrapassa a demanda de água da vegetação, ela chega ao piso florestal de duas formas: parte escoar 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 10 (COELHO NETTO, 2005).

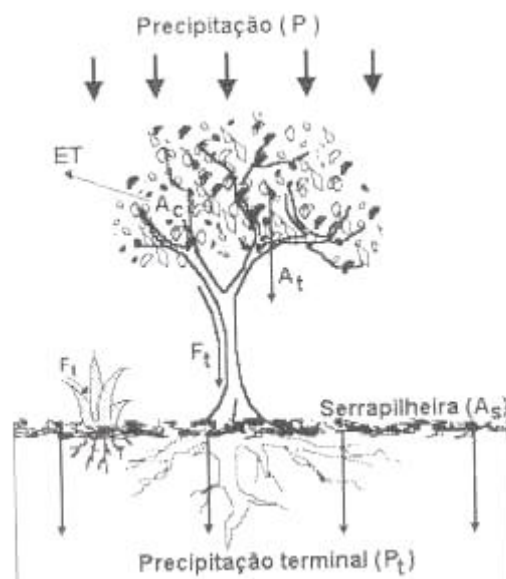


Figura 10. Esquema do processo de interceptação. P - Precipitação; ET - evapotranspiração; Ac – armazenamento nas copas; At - fluxo de atravessamento; Ft - fluxo de tronco; As – armazenamento na serrapilheira. Extraído de Coelho Netto (2005).

Chuvas podem ser totalmente interceptadas quando são caracterizadas por baixa magnitude, intensidade e frequência (NALON & VELLARDI, 1993). A água capturada e retida pela vegetação na grande maioria das vezes é evaporada da superfície das folhas e é a água que está mais prontamente disponível para evaporação do que qualquer outra água na bacia hidrográfica (HEWLETT, 1969). A quantidade de água atravessada é geralmente menor do que a precipitação devido à evaporação da água retida no dossel e há um amortecimento e suavização da intensidade da chuva no atravessamento comparado com a precipitação incidente. No entanto, ao longo do evento de chuva, a capacidade de armazenamento das copas tende a decrescer, diminuindo a interceptação e aumentando a quantidade de água que atravessa o dossel. Nesse sentido, a umidade antecedente é outro fator importante a se considerar em relação à interceptação (COELHO NETTO, 2005).

Diversos autores relataram maiores valores de atravessamento no período chuvoso em relação ao período seco (NALON & VELLARDI, 1993; ARCOVA *et al.*, 2006), atribuindo essa diferença às características das chuvas nos dois períodos, sendo que no período mais seco as chuvas tendem a ser de menor quantidade, intensidade e frequência, permitindo que as folhas das árvores sequem entre uma chuva e outra, aumentando assim, sua capacidade de retenção de água e, conseqüentemente, a interceptação (NALON & VELLARDI, 1993). Já no período chuvoso, precipitações frequentes podem ficar retidas no dossel, anulando a

interceptação ou até apresentando valores de atravessamento maiores que a precipitação incidente.

As características das florestas, como a composição e estrutura da vegetação também influenciam na variabilidade espacial do atravessamento. Espaços vazios entre as copas permitem que a chuva atinja diretamente a superfície, enquanto que a sobreposição de estratos arbóreos propicia menores quantidades de chuvas atravessadas (COELHO NETTO, 2005). De maneira geral, a interceptação em florestas tropicais varia entre 6% a 30% (ZAÚ *et al.*, 2007; SCHRUMPF *et al.*, 2011; OLIVEIRA, 1999; ARCOVA *et al.*, 2006). Diversos estudos evidenciam um aumento nas taxas de interceptação com o avanço do estágio sucessional das florestas (CALVO-ALVARADO *et al.*, 2012; TOGASHI, 2011; OLIVEIRA, 1999). Esse aumento de interceptação pode ser o dobro do valor de uma floresta inicial (27,7%) para uma floresta avançada (58,6%) (OLIVEIRA, 1999).

Com o avanço do estágio sucessional, aumenta-se a complexidade das florestas em termos florísticos-estruturais, o que afeta a interceptação (CALVO-ALVARADO, 2012). A presença de epífitas, característica de estágios mais avançados de sucessão (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001) também influencia na interceptação da precipitação. As bromélias, por exemplo, acumulam água em seu interior e em ocasião de seu transbordamento, podem alimentar um fluxo contínuo e pontual de água (COELHO NETTO, 2005). Holscher *et al.* (2004) estimaram a contribuição da interceptação por musgos em 6% da interceptação total de uma floresta tropical na Costa Rica.

O fluxo de tronco em ambientes florestados costuma representar uma parcela muito pequena da precipitação, em média cerca de 1% da precipitação, o que leva muitos estudos a desprezarem esse dado. No entanto, a estrutura da copa de determinadas espécies arbóreas, como as palmeiras, pode contribuir para esse fluxo em decorrência da geometria convergente de suas folhas e galhos (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, conforme mostra a figura 11 (COELHO NETTO, 2005). 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, 2005).

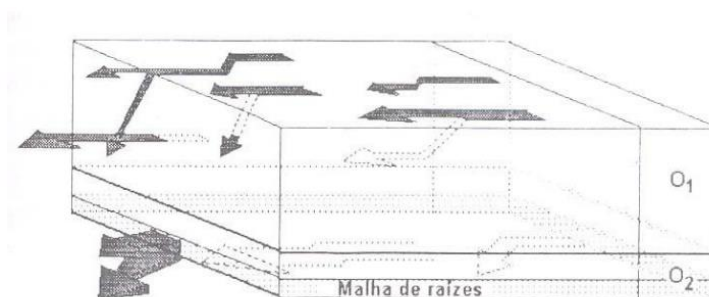


Figura 11. Mecanismo dos fluxos da serrapilheira. Extraído de Coelho Netto (2005).

De acordo com Vallejo (1982), a serrapilheira também atua nos processos hidrológicos superficiais, tendo 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). A retenção de água pela serrapilheira vai sendo liberada gradualmente mantendo a umidade no topo do solo e favorecendo as sementes e plântulas que se desenvolvem no sub-bosque, assim como a atividade da fauna do solo (MIRANDA *apud* SATO, 2012).

### 3.1.3.2 Água no solo

A entrada de água no solo, processo definido como infiltração, é influenciada por fatores tais como propriedades físicas do solo, características das chuvas e condições da cobertura o solo. 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.

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. Quando a capacidade de infiltração

é excedida pela intensidade da chuva, tem-se início o escoamento superficial, também denominado como fluxo hortoniano (FSH). Dentro do solo, a água pode se movimentar verticalmente e chegar à zona saturada, recarregando o aquífero e contribuindo para os fluxos subterrâneos (FS), ou se deslocar lateralmente, escoando em subsuperfície na zona não saturada, gerando o fluxo subsuperficial de chuva (FSSch) (COELHO NETTO, 2005). O fluxo superficial saturado (FSSat) ocorre nos fundos de vale após o nível freático atingir a superfície do solo, o que faz com que parte da água subterrânea aflore em superfície e se some com a precipitação direta sobre a zona saturada (SATO, 2012) (figura 12).

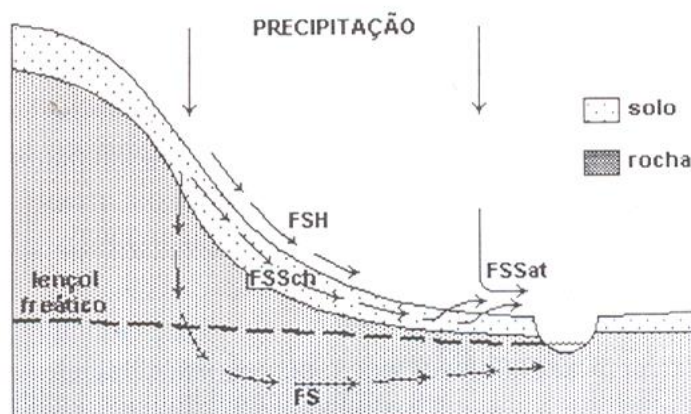


Figura 12. Rotas de fluxos nas encostas. FSH = fluxo superficial Hortoniano, FS = fluxo subterrâneo, FSSch = fluxo subsuperficial de chuva e FSSat = fluxo superficial de saturação. Dunne & Leopold (1978) e modificado por Coelho Netto (2003).

Os tipos de fluxos gerados vão ser influenciados pela geologia, clima, topografia, características do solo, vegetação e uso do solo numa determinada região, assim como vão variar de acordo com as características das chuvas (DUNNE & LEOPOLD, 1978). O conhecimento da vocação hidrológica de áreas sob distintas composições ambientais torna-se fundamental para previsões relacionadas à recarga dos lençóis freáticos, geração de enchentes e deslizamentos, erosão dos solos, entre outras, auxiliando na definição do uso mais adequado da terra e no manejo dos solos (COELHO NETTO, 2005).

Em áreas florestadas, a vegetação protege o solo do impacto direto da chuva pela interceptação das copas arbóreas e da serrapilheira, o que favorece a infiltração e há o predomínio do escoamento subsuperficial (COELHO NETTO, 1985). As florestas contribuem ainda de outras formas, direta ou indiretamente, para a entrada

e movimentação da água (percolação) no solo. As raízes das árvores formam caminhos preferenciais para a infiltração 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°). 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 superior do solo e heterogêneo com o aumento da profundidade.

A água percorre por dois domínios no solo: a matriz, 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). Os solos são constituídos por milhões de partículas de tamanhos diversos – cascalhos, areias, siltes e argilas. 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. 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).

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/m<sup>2</sup> nos primeiros 5 cm (COELHO NETTO, 2005). Bodner *et al.* (2013) 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 água, ao infiltrar, percola pelos poros do solo por duas forças principais: a gravitacional e a atração capilar, a primeira direcionando a água verticalmente e a segunda em todas as direções (COELHO NETTO, 2005). A taxa de entrada da água 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).

A força capilar é uma força de tensão exercida nas paredes dos poros de diâmetros muito pequenos que regula a estocagem de água no solo. Quando o solo satura, isto é, quando todos seus poros estão preenchidos com água, a força capilar é neutralizada e à medida que a água drena pelos poros maiores, a força capilar volta a atuar e a água vai sendo retida pelos poros menores. Quando a drenagem cessa e permanece um certo remanescente de água no solo sob ação da força capilar (ou sucção), esse teor de umidade é chamado de capacidade de campo (SILVEIRA *et al.*, 2001). Assim, o conteúdo de água que o solo é capaz de reter varia em função do tamanho e do volume dos poros que a contém. A umidade pode continuar a decrescer com o consumo de água pela vegetação pelo processo de transpiração. Quando as plantas não conseguem mais extrair umidade do solo e murcham, o solo atingiu o que se chama de ponto de murchamento (COELHO NETTO, 2005).

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 dos indivíduos arbóreos, 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 biológicas por água são atendidas pela extração de umidade do solo pelas raízes, o que diretamente diminui o conteúdo de umidade na zona de enraizamento, aumentando a sucção no solo não-saturado (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 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 tiveram menor conteúdo de água no solo (NORMANIZA & BARAKBAH, 2006).

A velocidade do fluxo de água em superfície é diretamente proporcional à inclinação dessa superfície, porém o movimento da água no solo é determinado também pela permeabilidade – ou condutividade hidráulica - 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).

Sendo assim, a melhor forma de caracterizar a taxa de movimento de água no solo nas encostas é pela condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ). Isso porque quando o solo atinge a saturação, a força capilar é neutralizada. 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).

### 3.3

#### Procedimentos de pesquisa

##### 3.3.1

##### Área de estudo

O Quilombo Campinho da Independência, localizado na bacia hidrográfica do rio Carapitanga (66 km<sup>2</sup>), se situa entre a localidade de Pedras Azuis e

Patrimônio e dista cerca de dez quilômetros do centro de Paraty. A área titulada do Quilombo se sobrepõe com a Área de Preservação Ambiental (APA) de Cairuçu, gerenciada pelo ICMBio e criada pelo Decreto N° 89.242 de 27 de dezembro de 1983 (figura 13).

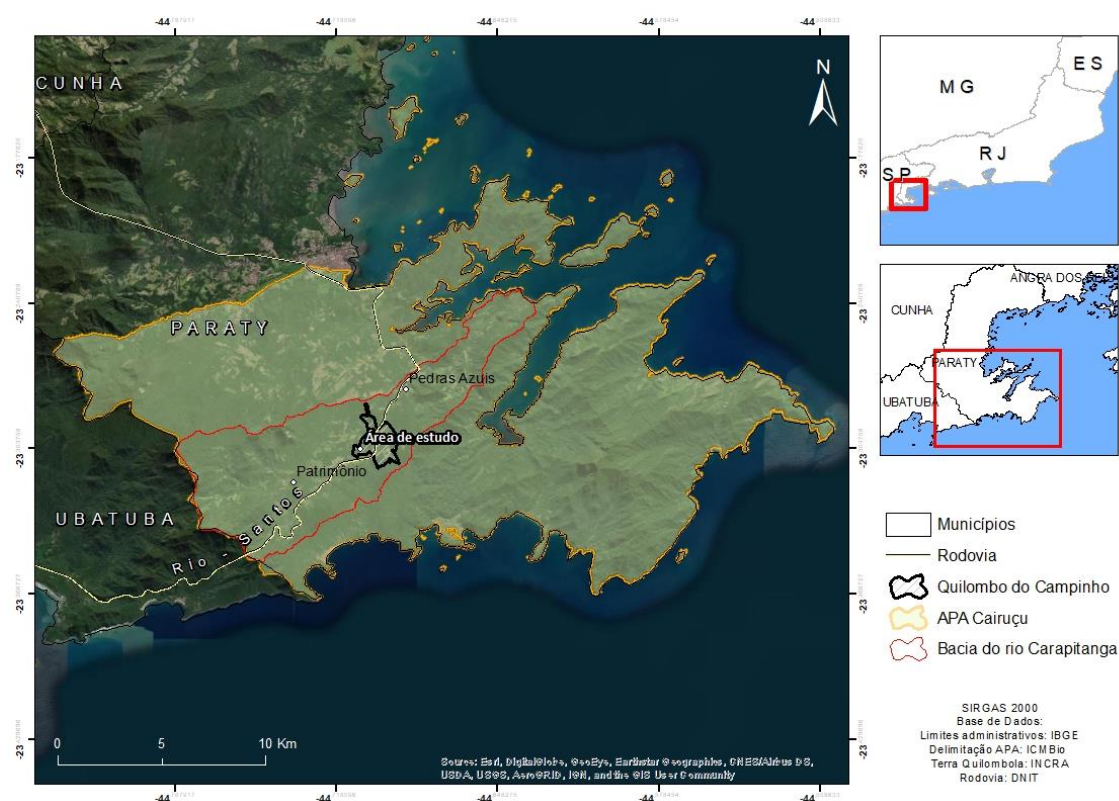


Figura 13. Localização da APA Cairuçu, bacia do rio Carapitanga, Quilombo do Campinho e área de estudo.

Segundo o Plano de Manejo da APA, o Quilombo está inserido na categoria de Zona de Sobreposição Territorial (ZSTE) que são áreas protegidas legalmente, instituídas com regime jurídico que prevalece sobre a APA de Cairuçu: Parque Nacional da Serra da Bocaina, Estação Ecológica de Tamoios, Terra Indígena Araponga, Terra Indígena de Parati-mirim, Território Quilombola Campinho da Independência e Território Quilombola do Cabral (ICMBio, 2018). Assim, de acordo com o estabelecido pelo plano de manejo: “Nos Territórios Quilombolas aplicam-se os planos de gestão territorial e ambiental próprios, que poderão ser elaborados de forma conjunta com o ICMBio, visando complementar o plano de manejo da APA Cairuçu” (ICMBio, 2018, p.72).

Além das tendências que envolvem mudanças no uso do solo como aumento da ocupação desordenada e diminuição das áreas de roçado em consequência ao

aumento das atividades envolvendo turismo, o documento ressalta problemáticas relacionadas à questão hídrica, como redução da oferta pela diminuição das chuvas, poluição e aumento da demanda devido ao aumento da urbanização, gerando inclusive conflitos pelo acesso e distribuição da água (ICMBio, 2018).

A escolha dos sítios amostrais seguiu o critério de já ter sido utilizada para cultivo com uso de técnicas tradicionais em diferentes tempos. Para isso, a conversa com os moradores locais mais antigos foi fundamental. Além disso, as áreas precisavam estar na mesma posição topográfica na encosta, com declividades semelhantes e respeitando a mesma orientação (que seguiu as direções leste-sudeste), uma vez que todos esses fatores influenciam o comportamento dos fluxos hidrológicos na encosta. Apesar das limitações decorrentes das condições de campo, que dificilmente seguem os padrões pré-estabelecidos criteriosamente, foi possível encontrar três condições com base nesses critérios: uma área mais antiga, abandonada há cerca de 50 anos; uma mais recente com aproximadamente 30 anos de regeneração e uma área de agrofloresta de aproximadamente 10 anos (figura 14).

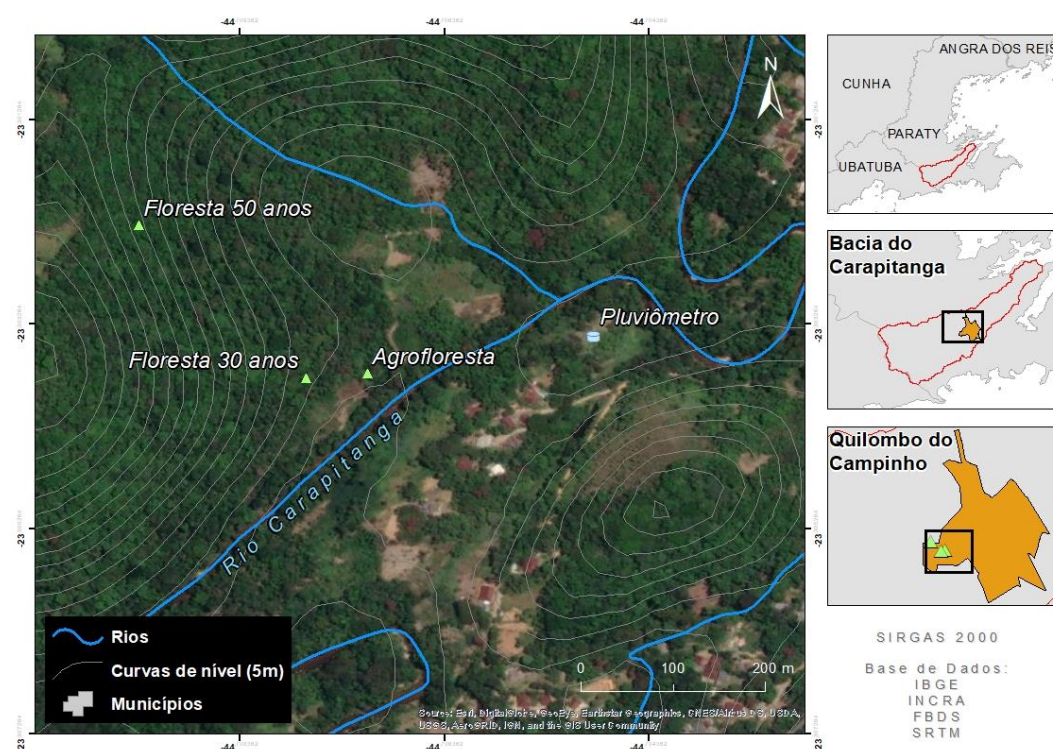


Figura 14. Localização dos sítios amostrais na área de estudo.

A área que compreende os três sítios amostrais é uma área manejada há bastante tempo pelo núcleo familiar local. Atualmente, é uma área de produção agroecológica, manejada principalmente por dois moradores mais antigos (figura



15). As principais produções comercializadas por eles são mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) e banana (*Musa* spp.), mas também produzem e vendem palmito pupunha (*Bactris* spp.) e taioba (*Xanthosoma taioba* E.G.Gonç).

Costumam vender parte da produção para o restaurante do Quilombo do Campinho, empreendimento comunitário auto gerido com princípios da Economia Solidária e muito procurado por turistas. Produzem, ainda, uma enorme variedade de gêneros alimentares para consumo próprio, como milho, cana-de-açúcar, quiabo, inhame, almeirão, mostarda, repolho, couve, salsa, cebolinha, coentro, manjerição, agrião, chuchu, entre outras, além da presença de diversas árvores frutíferas.



Figura 15. Roça de mandioca consorciada com milho; bananeiras e indivíduos de palmito juçara à esquerda; e indivíduos de palmito pupunha à direita na área de estudo próxima aos sítios amostrais.

Um deles conta que a floresta de 50 anos era roça do seu tio e que lembra dela de criança, mas que apesar de seu tio ter deixado o terreno pra ele, nunca plantou naquele local. Já a outra área de floresta, ele estimou que abandonou a produção e está em processo de regeneração florestal há cerca de 30 anos. Ambas as áreas ainda são utilizadas por eles para extração de madeira para diversos fins.

Na área de agrofloresta, alternam-se espécies arbóreas frutíferas e nativas tais como: cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K.Schum.),

cacau (*Theobroma cacao* L.), urucum (*Bixa orellana* L.), juçara (*Euterpe edulis* Mart.), graviola (*Annona muricata* L.), mangostão (*Garcinia mangostana* L.), araribá (*Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth.), abacate (*Persea americana* Mill.), embaúba (*Cecropia* sp.), cambucá (*Sarcaulus brasiliensis* (A.DC.) Eyma), condessa (*Annona mucosa* Jacq.), além de café (*Coffea arabica* L.), abacaxi (*Ananas comosus* (L.) Merrill) e as tradicionais banana (*Musa* sp.) e mandioca (*Manihot esculenta* Crantz).

No trecho do rio Carapitanga que corre próximo às áreas de estudo é possível observar sinais de assoreamento. Moradores locais contam que antes da abertura da rodovia era possível observar o leito rochoso do rio e que era prática comum pescar no rio. De fato, a partir de fotografias da época de abertura da rodovia, é possível observar a grande quantidade de sedimentos que foi mobilizada para a construção (figura 16a). Essa carga de sedimentos, quando não é intencionalmente despejada nos rios, acaba por ser direcionada aos canais fluviais pela ação da chuva e da convergência dos fluxos da bacia. Atualmente, a água do rio nos períodos secos atinge altura abaixo dos joelhos (figura 16b) e sofre aumento significativo da vazão nos períodos de chuva, sendo muito comum o transbordamento do rio para a planície de inundação adjacente.



Figura 16. a) abertura da Rio-Santos, 1972 (Google imagens); b) trecho do rio Carapitanga com sinais de assoreamento.



### 3.3.2 Série histórica de precipitação

As análises de precipitação relativas à série histórica foram realizadas com base nos dados pluviométricos da estação Patrimônio (Cód. 2344006), operacionalizadas pela ANA/CPRM e disponibilizados através do portal HidroWeb<sup>15</sup> da Agência Nacional de Águas (ANA). Optou-se pela estação Patrimônio por ser a estação mais próxima da área de estudo, estar inserida na bacia do rio Carapitanga (figura 17), além de cobrir uma das maiores séries temporais, ainda que o número de falhas diárias seja ligeiramente superior às outras estações (tabela 3).

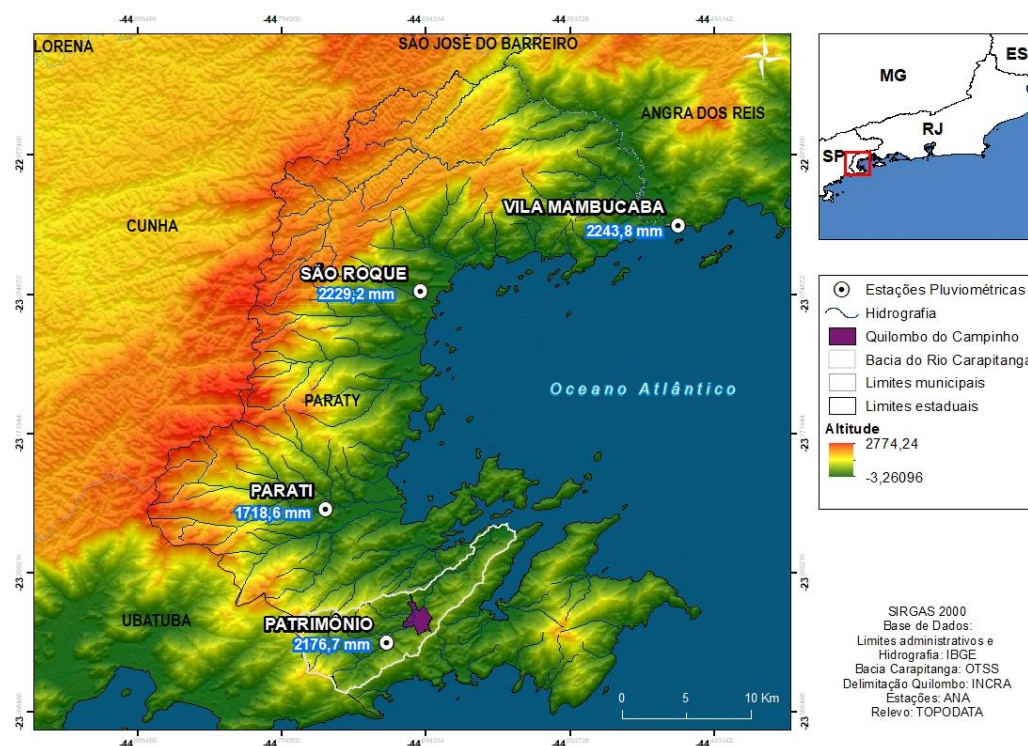


Figura 17. Localização da bacia do Carapitanga e Quilombo do Campinho, principais estações pluviométricas do município e suas médias históricas de precipitação: Patrimônio (1968-2005), Parati (1963-2005), São Roque (1968-2005) e Vila Mambucaba (1982-2005).

<sup>15</sup> <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/mapa>

Tabela 3. Estações com maior número de dados disponíveis para o município de Paraty e porcentagem de falhas diárias de cada estação.

Cód. Estação	Nome	Operadora	Início/fim	Dados	% falhas diárias
2344006	Patrimônio	CPRM/ANA	1968-2020	Consistidos (até 2005) + Brutos (2006-2020)	3,5
2344007	Parati	CPRM/ANA	1963-2020	Consistidos (até 2005) + Brutos (2006-2020)	2,8
2344008	São Roque	CPRM/ANA	1968-2020	Consistidos (até 2005) + Brutos (2006-2020)	2,1
2344016	Vila Mambucaba	CPRM/ANA	1982-2020	Consistidos (até 2005) + Brutos (2006-2020)	2,1

Os dados foram abertos no programa *Hidro*, também disponibilizado para download pela ANA<sup>16</sup>. O Hidro é um gerenciador de banco de dados para *Windows* que auxilia na organização e tratamento dos dados baixados no portal HidroWeb (ANA, 2010)<sup>17</sup>. Os arquivos são baixados em formato *Access* e importados para o programa que organiza a base de dados e apresenta estatísticas básicas como: gráfico e tabela de totais diários, totais mensais, máximas mensais, dias de chuva mensais e o número de leituras mensais. Ao consultar as estações cujos dados foram importados para o programa, são apresentadas duas opções de dados: brutos ou consistidos. Os dados consistidos cobrem um período de tempo menor, mas já passaram por um processo de tratamento e consistência dos dados pelas operadoras das estações, de acordo com os procedimentos estabelecidos nas *Diretrizes e Análises Recomendadas para a Consistência de Dados Pluviométricos* (ANA, 2012). Sendo assim, os dados consistidos, ainda que apresentem falhas de dados diários, estão com os totais mensais e anuais preenchidos de acordo com as metodologias de preenchimento de falhas indicadas pelo relatório. Os dados consistidos das estações levantadas vão do início do monitoramento de cada estação até o ano de 2005. Como a estação Patrimônio tem dados diários de 2006 a 2010, ainda que brutos, optou-se por incluí-los na análise da série histórica e trabalhar com o período de 1968-2010.

Os dados da estação Patrimônio do período referido (1968-2010) foram transferidos do Hidro para planilhas de Excel para a elaboração de cálculos e gráficos relacionados com os totais e médias mensais e anuais, assim como os desvios em relação à média. Com base na média e no desvio padrão dos dados

<sup>16</sup> <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/download>

<sup>17</sup> Manual Hidro

anuais, os anos da série histórica foram enquadrados em 5 classes de tendência de precipitação, de acordo com a técnica do desvio-padrão (ARMOND, 2014) (tabela 4).

Tabela 4. Definição de anos-padrão conforme método do desvio-padrão (dp) (ARMOND, 2014).

Classes	Precipitação Anual (mm) – P
Chuvoso	$P > \text{Média} + dp$
Tendente a chuvoso	$\text{Média} + dp/2 < P < \text{Média} + dp$
Habitual	$\text{Média} - dp/2 < P < \text{Média} + dp/2$
Tendente a seco	$\text{Média} - dp < P < \text{Média} - dp/2$
Seco	$P < \text{Média} - dp$

As falhas diárias para cada ano foram calculadas e organizadas em tabela (tabela 5) para que, em posse da distribuição dos anos-padrão na série histórica, fossem selecionados anos secos e chuvosos sem falhas para cálculos relacionados aos valores diários de chuva voltados para compreensão da variabilidade da precipitação em anos extremos, ou seja, com grandes desvios da média.

Tabela 5. Número de falhas diárias para cada ano da série histórica da estação Patrimônio (1968-2020).

Anos	Falhas diárias	Anos	Falhas diárias	Anos	Falhas diárias	Anos	Falhas diárias	Anos	Falhas diárias
1968		1980		1990		2000		2010	
1969		1981		1991		2001		2011	
1970		1982		1992		2002		2012	
1971		1983		1993		2003		2013	
1972		1984		1994		2004		2014	
1973		1985		1995		2005		2015	
1974		1986		1996		2006		2016	
1975		1987		1997		2007		2017	
1976		1988		1998		2008		2018	
1977		1989		1999		2009		2019	
1978								2020	
1979									

	Anos completos		Até 15 dias de falhas		> 15 dias de falhas
--	----------------	--	-----------------------	--	---------------------




### 3.3.3 Monitoramento Hidrológico


No intuito de analisar o comportamento hidrológico de áreas que foram submetidas ao manejo tradicional, seja em tempos passados ou em tempos mais recentes e as resultantes desse uso, foi realizado: a) o monitoramento contínuo da precipitação incidente com pluviômetro manual e automático; b) interceptação e atravessamento por método manual e automático nas áreas de florestas regeneradas após o uso (floresta 30 anos e floresta 50 anos); c) sucção do solo em diferentes profundidades nas três áreas de estudo (agrofloresta, floresta 30 anos, floresta 50 anos). O monitoramento hidrológico contínuo é fundamental para análise das variáveis a partir de suas características dinâmicas e suas variações em decorrência de condições específicas de umidade que interagem constantemente com as características geológicas locais e com os diferentes usos aos quais essas áreas são submetidas.


Todos os equipamentos automáticos de monitoramento foram programados para registros sincronizados dos dados em intervalos de 15 minutos. Apesar das vantagens no uso de aparelhos eletrônicos para o monitoramento automático contínuo, como a avaliação das variáveis no tempo permitindo análises mais detalhadas do comportamento hidrológico, ao longo da pesquisa os equipamentos apresentaram algumas limitações de funcionamento em decorrência das condições de campo que repercutiram em falhas na medição contínua. Dentre estas se destaca o problema de oxidação de conexões, recarga de baterias, posicionamento de painéis solares, e problemas gerais em equipamentos eletrônicos (*data loggers*) que ficam em campo. Essas falhas foram organizadas e sistematizadas (tabela 6) para se ter uma visão do conjunto de dados disponíveis e para que os objetivos propostos pudessem, ainda assim, serem atingidos. Todos os equipamentos foram instalados entre o final do ano de 2017 e primeiro semestre de 2018. Além destes problemas relativos ao monitoramento sistemático, no início do ano de 2020 as idas à campo foram suspensas em decorrência da deflagração da pandemia de Covid-19 no Brasil.

Tabela 6. Falhas no monitoramento hidrológico - anos de estudo.

	2018									2019								2020								
	Precipitação		Sucção			Atravessamento				Precipitação		Sucção			Atravessamento			Precipitação		Sucção			Atravessamento			
	Aut.	Man.	Automático			Aut.	Man.		Aut.	Man.	Automático			Aut.	Man.		Aut.	Man.	Automático			Aut.	Man.			
			AF	F30	F50	F30	F50	F30	F50			AF	F30	F50	F30	F50	F30	F50			AF	F30	F50	F30	F50	F30
Jan																										
Fev																										
Mar																										
Abr																										
Mai																										
Jun																										
Jul																										
Ago																										
Set																										
Out																										
Nov																										
Dez																										

 0-5 dias de falhas

 até 15 dias de falhas

 >15 dias de falhas

### 3.3.3.1 Precipitação

O monitoramento da precipitação foi realizado através de dois pluviômetros, um automático e um manual, instalados próximos às áreas de estudo em local aberto a 1,5 m do chão. O pluviômetro automático<sup>18</sup> foi acoplado a um sistema digital de armazenamento de dados (*data logger*)<sup>19</sup>, programado para registrar os dados de precipitação em intervalos de 15 minutos, como já citado anteriormente. O *data logger* foi mantido em funcionamento por uma bateria de 12 volts, recarregada por uma placa solar (figura 18). Os dados armazenados eram baixados para o computador periodicamente a cada ida a campo. Antes da instalação, o pluviômetro automático foi calibrado através de sucessivos testes com volumes conhecidos de água. Ao final do ensaio, o dado registrado pelo equipamento era conferido com o volume de água utilizado.



Figura 18. Monitoramento da precipitação com pluviômetro automático (ao centro) conectado ao data logger (inserido na caixa cinza logo abaixo) recarregado pela placa solar (à esquerda). À direita, o pluviômetro manual.

Ao lado, foi instalado também um pluviômetro manual modelo *Ville de Paris*. Os registros do pluviômetro manual foram feitos diariamente por um leitor de campo sempre às 07 horas da manhã. As falhas do pluviômetro automático no

<sup>18</sup> modelo RG200 da marca *Global Water*.

<sup>19</sup> modelo GL500-7-2 da marca *Global Water*.

período do monitoramento foram relacionadas a entupimento e instalação de um formigueiro.

### 3.3.3.2 Interceptação

A interceptação foi medida nas áreas de floresta (F30, F50) a partir de três calhas coletoras de PVC (12 cm x 300 cm) em cada área, instaladas a uma altura de 50 cm do solo com leve inclinação para o direcionamento da água, por mangueiras, aos reservatórios feitos a partir de tubos de PVC com aproximadamente 65 litros de capacidade (130 cm de altura x 25 cm diâmetro) (figura 19). Essa metodologia foi utilizada com base em Sato (2008) e Marques (2016), uma vez que apresenta a vantagem de representar melhor a heterogeneidade interna da vegetação do que os coletores cilíndricos, sendo estes mais indicados quando pretende-se analisar a variabilidade espacial do fluxo de atravessamento, já que apresentam medidas pontuais (SATO, 2008).

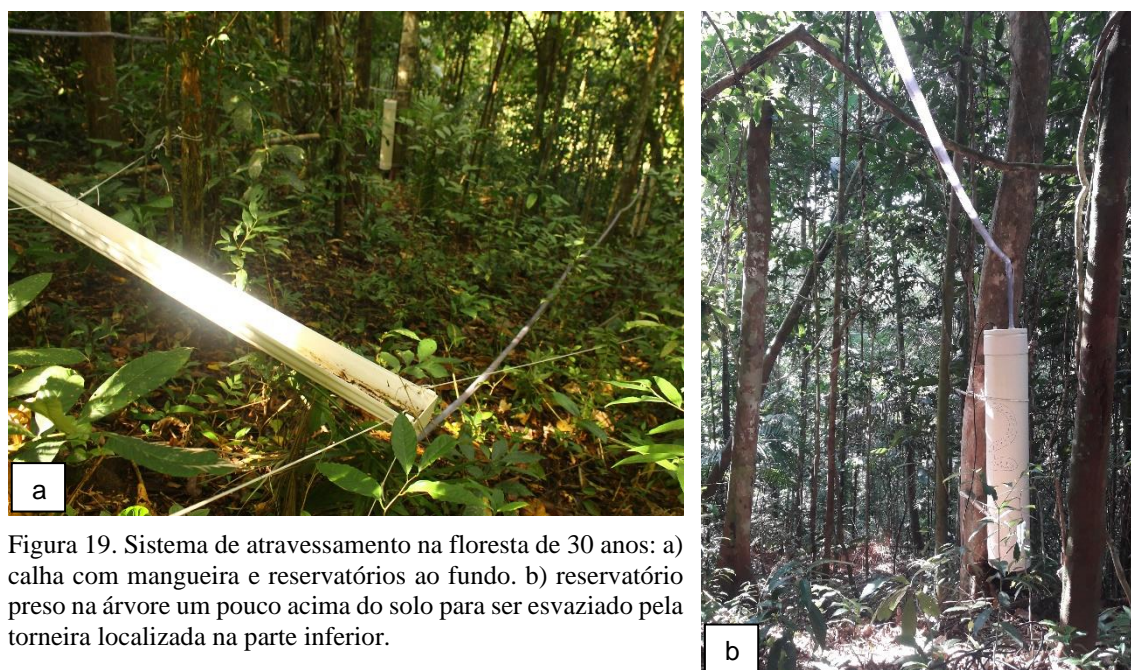


Figura 19. Sistema de atravessamento na floresta de 30 anos: a) calha com mangueira e reservatórios ao fundo. b) reservatório preso na árvore um pouco acima do solo para ser esvaziado pela torneira localizada na parte inferior.

Dentro dos reservatórios foram inseridos sensores de nível de água<sup>20</sup> para medição da altura da água nos intervalos de 15 minutos alinhados com os outros

<sup>20</sup> Modelo LH850 da marca *Sitron*



equipamentos. Para coleta e armazenamento dos dados, os sensores foram conectados a um *data logger* do mesmo modelo instalado para monitoramento da precipitação e, assim como o anterior, conectado a uma bateria de 12 volts recarregada por uma placa solar. O *data logger* e a bateria foram alocados em caixas estanques para evitar entrada de água. Na área de 30 anos foi possível a instalação da placa em área aberta adjacente, já na área de 50 anos foi necessária a instalação no alto de uma árvore que apresentasse incidência solar. Ainda assim, o carregamento da bateria foi o principal problema que provocou falhas nos dados de atravessamento automático.

Os reservatórios eram esvaziados por meio de torneiras instaladas em suas bases em intervalos de aproximadamente 15 dias, tanto nas idas a campo para o download dos dados, quanto pelo leitor de campo. A água retirada era medida em litros com provetas graduadas.

Para a área de agrofloresta (AF), foi considerada a precipitação incidente, uma vez que a área tem alta variação espacial da cobertura, com baixa densidade de indivíduos arbóreos distribuídos esparsamente. Além disso, o local onde foram instalados os sensores de umidade não possui cobertura direta (figura 20).



Figura 20. Área da agrofloresta (AF) com *data logger* do sensor de umidade ao centro.

### 3.3.3.3 Umidade do solo

Para analisar a variação de umidade na zona não saturada, foram instalados nas três áreas de estudo (AF, F30, F50) sensores de matriz granular (GMS) em diferentes profundidades do solo (20 cm, 50 cm, 80 cm, 120 cm, 200 cm). Esses sensores medem a tensão de água no solo com base no princípio da resistência elétrica. São compostos de eletrodos revestidos de material permeável e cobertos por uma camada de gesso, que permite a entrada e saída de água de acordo com o conteúdo de água no solo. Quando o sensor contém umidade, a corrente elétrica flui facilmente entre seus eletrodos e à medida que o solo seca, o sensor também perde água, fazendo com que a resistência ao fluxo de eletricidade aumente. A resistência elétrica e a temperatura do solo são usadas para calcular a tensão da água no solo em centibares (cb) ou kilopascals (kPa) que é inversamente relacionada à umidade, ou seja, quanto maior a tensão de água no solo (ou sucção), menor a umidade. Assim, de maneira geral, para solos de texturas médias sem predomínio de argila ou areia, valores entre 0 e -10 kPa indicam que o solo está saturado (0 kPa) ou próximo à saturação, enquanto que valores menores que -80 kPa indicam que o solo está extremamente seco (PEREIRA *et al.*, 2006).

Os sensores foram instalados com o auxílio de um cano de PVC em furos no solo abertos com um trado (figura 21). Após a inserção do sensor no solo, ele foi empurrado com um vergalhão e retirou-se o cano. Com o uso de um funil, o furo foi então preenchido com o solo que foi retirado para sua abertura, encharcado com água para facilitar o preenchimento e favorecer a aderência dos sensores no solo. O sensor de temperatura, utilizado para ajustar as leituras dos sensores GMS, foi instalado na profundidade de 1,0 metro. Todos os sensores estão conectados ao *data logger*<sup>21</sup> (figura 22), que suporta até oito sensores, mantido por uma bateria de 9 volts, cujos dados são baixados em campo pelo software da *Watermark* instalado no computador de campo.

---

<sup>21</sup> Sensores e *data loggers* (modelo 900M) *Watermark*, da marca *Irrrometer*.





Figura 21. Instalação dos sensores de umidade na agrofloresta. Abertura do furo no solo com o trado, posicionamento do sensor dentro do cano de PVC e inserção do sensor no solo.



Figura 22. Data logger dos sensores de umidade e calha de atravessamento ao fundo na floresta de 30 anos.

### 3.3.4 Levantamento da vegetação

#### 3.3.4.1 Fitossociologia

Para o levantamento fitossociológico, foram realizados seis transectos (3 x 2) de 20 m x 5 m ao longo da encosta separados entre si por 5 metros (figura 23) ao redor dos equipamentos instalados para monitoramento do atravessamento e umidade, totalizando 0,06 ha em cada uma das áreas (F30 e F50 respectivamente floresta com 30 e 50 anos de regeneração).

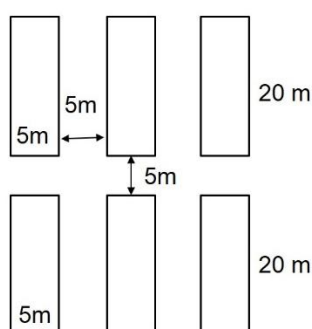


Figura 23. Disposição dos transectos de levantamento da vegetação ao longo da encosta.

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 e tiveram suas alturas estimadas por um mesmo pesquisador. A coleta de material botânico foi realizada com auxílio de tesoura de alta poda, e quando necessário com equipamento de escalada. 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 será depositado no Herbarium Friburgense, da PUC-Rio (com a sigla internacional FCAB) e o material em estágio vegetativo foi depositado no foliário do Laboratório de Ecologia da mesma universidade. Os dados levantados nos estudos



fitossociológicos foram 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 a serem analisados no presente estudo estão: área basal e densidade da comunidade (número de indivíduos por hectare); densidade relativa, dominância relativa, valor de cobertura das espécies, índice de similaridade de Sorensen, índice de diversidade Shannon e porcentagem de árvores mortas.

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

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

Onde: AB = área basal; PAP= perímetro à altura do peito;  $\pi = 3,1416$ )

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

$$DR = Ni \times 100 / Nt$$

Onde:  $Ni$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ;  $Nt$  = número total de indivíduos amostrados)

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:

$$DoR = ABsp \times 100 / ABt$$

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. Optou-se por usar o Valor

de Cobertura (VC) e não o Valor de Importância (VI). O último é o somatório dos valores relativos de densidade, dispersão espacial e a dimensão alcançada por uma espécie, refletindo a importância ecológica desta. Já o Valor de Cobertura (VC) fornece o somatório dos valores relativos relacionados ao número de indivíduos e a ocupação espacial de cada espécie. Ou seja, é formado por dois parâmetros, um ligado indiretamente à biomassa (área basal) e outro à densidade. Considera-se este parâmetro mais adequado aos objetivos de trabalho, pois equilibra igualmente dados acerca da ocorrência espacial com sua biomassa.

O índice de similaridade de Sorensen consiste na relação presença/ausência entre o número de espécies comuns a duas comunidades e a 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:

$$IS_s = \frac{2A}{2A + B + C}$$

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

A estimativa da diversidade foi calculada a partir do índice de Shannon, dado pela seguinte equação:

$$H' = \sum P_i \ln P_i$$

Na qual:  $P_i = n_i/N$

Sendo que:

$n_i$  = número de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos amostrados

O índice de equabilidade de Pielou (J) foi obtido a fim de se ter uma representação da distribuição dos indivíduos entre as espécies amostradas:

$$J = H'/\ln S$$

Sendo:

$H'$  = índice de Shannon

S = número total de espécies amostradas

### 3.3.4.2

#### Caracterização da agrofloresta

Na área de agrofloresta foi feita uma caracterização da vegetação, para que se tivessem parâmetros básicos que pudessem auxiliar na interpretação dos dados hidrológicos. Foi realizado um levantamento dos indivíduos arbóreos ao redor dos sensores de sucção com a mesma área amostral do levantamento fitossociológico, mas em 6 transectos contíguos de 5 x 20 m (0,06 ha), sendo três encosta acima dos sensores e três encosta abaixo. Os indivíduos foram igualmente medidos em altura e perímetro do tronco a altura do peito para cálculo da área basal, densidade dos indivíduos e identificação das espécies.

### 3.3.5

#### Capacidade de retenção hídrica da serrapilheira

Amostras de serrapilheira para análise de retenção hídrica foram coletadas em janeiro de 2020 com gabaritos quadrados de 50 cm de lado (0,25 m<sup>2</sup>) (figura 24). Para cada área, foram coletadas aleatoriamente 12 amostras ao redor dos sensores de umidade e das calhas coletoras. Em laboratório, as amostras foram submersas em água por 90 minutos, colocadas para escorrer por 30 minutos, pesadas e levadas à estufa a 60°C até atingirem peso constante, e então, pesadas novamente, conforme método de Blow (1955). A capacidade de retenção hídrica da serrapilheira foi dada, em porcentagem, a partir da seguinte fórmula:

$$CRH(\%) = \frac{(MU - MS)}{MS} \times 100$$

onde:

*MU* – Massa úmida (g)

*MS* – Massa seca (g)



Figura 24. Coleta de serrapilheira para análise de retenção hídrica.

Os dados de biomassa seca e de capacidade de retenção hídrica da serrapilheira foram submetidos ao teste de normalidade Shapiro-Wilk. Como não foi atestada a normalidade dos dados, utilizou-se o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis para análise de variância. Ambos os testes estatísticos foram realizados no programa Jamovi<sup>22</sup>, baixado gratuitamente na internet.

### 3.3.6 Propriedades físicas do solo

Em cada sítio amostral (AF, F30, F50) foi aberta uma trincheira de 1m x 1m x 1,5m de profundidade para análise das propriedades físicas dos solos. As coletas de solo foram realizadas nas paredes da trincheira, nas mesmas profundidades dos sensores de umidade e dos ensaios de  $K_{sat}$ , com exceção da profundidade de 200 cm, ou seja, nas profundidades de 20, 50, 80 e 120 cm.

As propriedades físicas do solo analisadas foram: granulometria, porosidade e índice de estabilidade de agregados. A seguir serão detalhados os procedimentos de cada uma das análises.

#### 3.3.6.1 Granulometria

Para os ensaios de granulometria, foram coletadas amostras compostas nas paredes de cada trincheira, resultando em 12 amostras deformadas para cada ensaio, sendo uma amostra por profundidade. Como já foi mencionado, a situação da

<sup>22</sup> Projeto Jamovi (2021). Jamovi (Version 1.6) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>

pandemia dificultou bastante a realização dos ensaios de laboratório. Dessa forma, a opção por amostras compostas foi feita no sentido de reduzir a quantidade de amostras, mas buscando considerar a heterogeneidade espacial do solo. As análises granulométricas foram realizadas 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 conforme Leal (2009), Silva (2014), Fraga (2014) e Marques (2016). Na metodologia modificada, as partículas do solo não são dispersadas, demonstrando as condições que agregados do solo apresentam em campo e refletem melhor o comportamento hidrológico do solo (LEAL, 2009).

### **3.3.6.2 Agregados**

As amostras de solo para o cálculo de índice de estabilidade de agregados (IEA) foram coletadas em blocos indeformados para cada profundidade em cada área e levadas ao Laboratório de Geomorfologia Maria Regina Mousinho de Meis da UFRJ. A análise de estabilidade de agregados foi realizada por peneiramento em água a partir de método proposto por Yoder (1936) e com base em Castro Filho *et al.* (1998) e Cesário *et al.* (2010).

Em laboratório, as amostras foram peneiradas sobre jogo de peneiras de 4 mm, 2 mm e fundo. Do solo retido na peneira de 2 mm foram retiradas três amostras de 25 g, das quais duas foram pulverizadas homogeneamente com água e a terceira foi colocada em estufa para desconto de umidade. Após duas horas, cada uma das amostras umedecidas foi colocada em um jogo de peneiras de abertura de malha de 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm e 0,125 mm dentro do aparelho de oscilação vertical (aparelho de Yoder) preenchido com água. As amostras oscilaram durante 15 minutos com aproximadamente 30 rotações por minuto. O conteúdo de solo retido em cada peneira foi seco em estufa a 105 °C durante 24 horas e depois obtidos os respectivos pesos secos.

Os valores médios obtidos para cada classe de agregado foram utilizados para cálculos do Diâmetro Médio Ponderado (DMP), Diâmetro Médio Geométrico (DMG) e Índice de Estabilidade de Agregados (IEA), utilizando as fórmulas

propostas por Kemper e Rosenau (1986) e Castro-Filho *et al.* (1998). Quanto maior for a porcentagem de agregados grandes retidos nas peneiras com malhas maiores, maior o DMP, calculado com base na seguinte equação:

$$DMP (mm) = \sum_{i=1}^n (x_i \cdot w_i)$$

onde:

$X_i$  – diâmetro médio das classes (mm)

$W_i$  - proporção de cada classe em relação ao total (%)

Utilizando as mesmas variáveis ( $X_i$  e  $W_i$ ), o DMG representa uma estimativa do tamanho da classe de agregados de maior ocorrência e é calculado com base na seguinte fórmula:

$$DMG (mm) = \exp \frac{\sum w_i \ln x_i}{\sum w_i}$$

O Índice de Estabilidade de Agregados (IEA) representa uma medida da agregação total do solo e não considera a distribuição por classes de agregados. Quanto maior a quantidade de agregados < 0,25 mm, menor será o IEA, expresso em porcentagem e calculado da seguinte forma:

$$IEA = \frac{\text{peso total dos agregados} - \text{peso dos agregados} < 0,25\text{mm}}{\text{peso da amostra seca}} \times 100$$

### 3.3.6.3

#### Porosidade e densidade aparente

As amostras indeformadas de solo para obtenção da porosidade total foram coletadas em anéis de *Kopeck* (5,3 cm de altura por 4,8 cm de diâmetro) cravado nas paredes das trincheiras com auxílio de um amostrador de solo até o completo preenchimento do anel com solo (figura 25). Os anéis contendo as amostras foram retirados do amostrador e embalados com plástico filme e papel alumínio para manter a umidade e estrutura do solo.



Figura 25. Coleta de amostra indeformada de solo para análise de porosidade total.

As amostras foram levadas ao Laboratório de Biogeografia e Ecologia Histórica da PUC-Rio no qual foram pesadas, o solo foi retirado do anel e levado para a estufa a 105°C por 24h. O anel cilíndrico foi pesado sem solo e após a secagem do solo, a umidade e o peso do anel foram subtraídos do peso do solo úmido com anel. O diâmetro e altura de cada anel foram medidos, considerando que os anéis podem ter leves variações de tamanho. Utilizando a metodologia da Embrapa (1997), a porosidade total (Pt) foi calculada da seguinte forma:

$$Pt = 100 (a - b) / a$$

onde:

a = densidade real

b = densidade aparente

A densidade aparente foi calculada também de acordo com a Embrapa (1997) a partir da relação entre peso do solo seco (a - em gramas) e volume do anel (b - em cm<sup>3</sup>):

$$\text{Densidade aparente (g /cm}^3\text{)} = a / b$$



### 3.3.7

#### Ensaio de Condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ )

Os dados de condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) foram obtidos por meio de um Permeômetro Compacto de Carga Constante (CCHP), conhecido como *Amoozimeter* (Amozímetro) (figura 26), que possibilitou a medição *in situ* da condutividade hidráulica saturada na zona não saturada, conforme descrito em Amoozegar e Warrick (1986), Amoozegar (1989a) e Amoozegar e Wilson (1999).

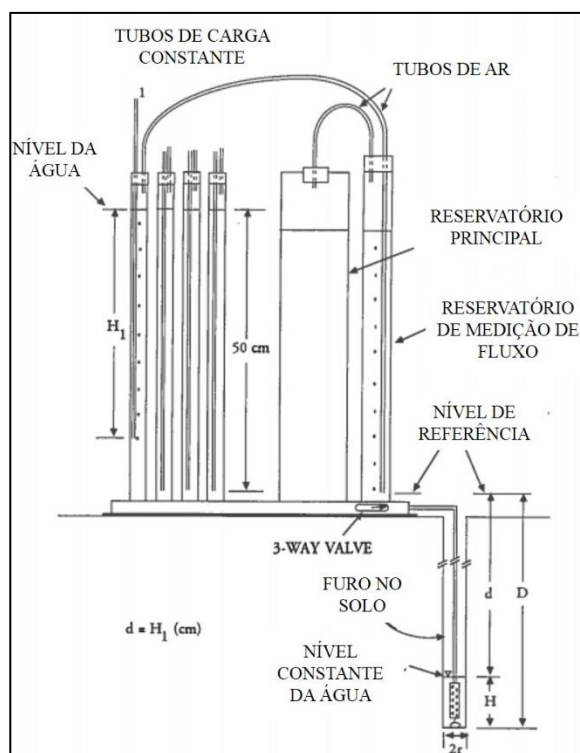


Figura 26. Detalhamento do Amozímetro. Adaptado do manual de instruções do equipamento.

Os valores de campo foram convertidos em condutividade hidráulica saturada obtendo-se a vazão ( $Q$ ) por meio da Lei de Darcy e a posterior aplicação da solução de Glover (AMOOZEGAR, 1989b). A medida utilizada foi mm/h para facilitar as associações com a precipitação. A vazão " $Q$ " ( $\text{mm}^3 / \text{h}$ ) foi calculada de acordo com a seguinte forma da equação de Darcy:

$$Q = \frac{d \times A}{T}$$

onde:



Q = vazão por unidade de tempo

d = descida da água (cm)

A = área do cilindro: 20 cm<sup>2</sup> para um reservatório utilizado ou 105 cm<sup>2</sup> para dois reservatórios utilizados

T = tempo de leitura (minutos)

A  $K_{sat}$  foi, então calculada a partir da solução de Glover:

$$K_{sat} = Q \{ [\sinh^{-1} (H / r) - ((r / H)^2 + 1)^{1/2} + (r / H)] / (2 \pi H^2) \}$$

onde:

Q = vazão / tempo (mm<sup>3</sup>/h)

H = altura da coluna d'água no furo (cm)

r = raio do furo

sinh-1 = seno hiperbólico inverso

$\pi$  = pi (~3,1416)

Foram realizados três ensaios por profundidade nas três áreas de estudo. As profundidades ensaiadas seguiram as mesmas profundidades estabelecidas para a instalação dos sensores de umidade (20cm, 50cm, 80cm, 120cm e 200cm), totalizando 45 ensaios – 15 em cada. O número de ensaios pretendidos era maior, no entanto, as idas à campo foram afetadas pelo contexto da pandemia de Covid-19.

Os ensaios foram realizados ao redor das áreas estabelecidas para a abertura das trincheiras e coletas de solo (figura 27).



Figura 27. Delimitação da área para abertura da trincheira na floresta de 30 anos e localização aproximada dos pontos de ensaio (círculos vermelhos).

### 3.4 Resultados

#### 3.4.1 Série histórica da estação Patrimônio (1968-2010)

##### 3.4.1.1 Precipitação anual e classificação de anos-padrão

A seguir serão apresentados os dados referentes à série histórica de precipitação da estação Patrimônio entre os anos 1968 e 2010, na tentativa de compreender a variabilidade pluviométrica na bacia do rio Carapitanga. A partir desses dados, será feita a caracterização do evento de 2014 e em seguida apresentados os dados do monitoramento da precipitação no Quilombo do Campinho nos anos de estudo (2018-2020).

A figura 28 mostra os totais anuais da estação Patrimônio para o período de 1968-2010 (42 anos). Como já mencionado anteriormente, os dados consistidos vão do início do monitoramento (1968) até 2005. Não há dados para o ano de 2000 em nenhuma das estações levantadas (Patrimônio, Parati, São Roque e Mambucaba).

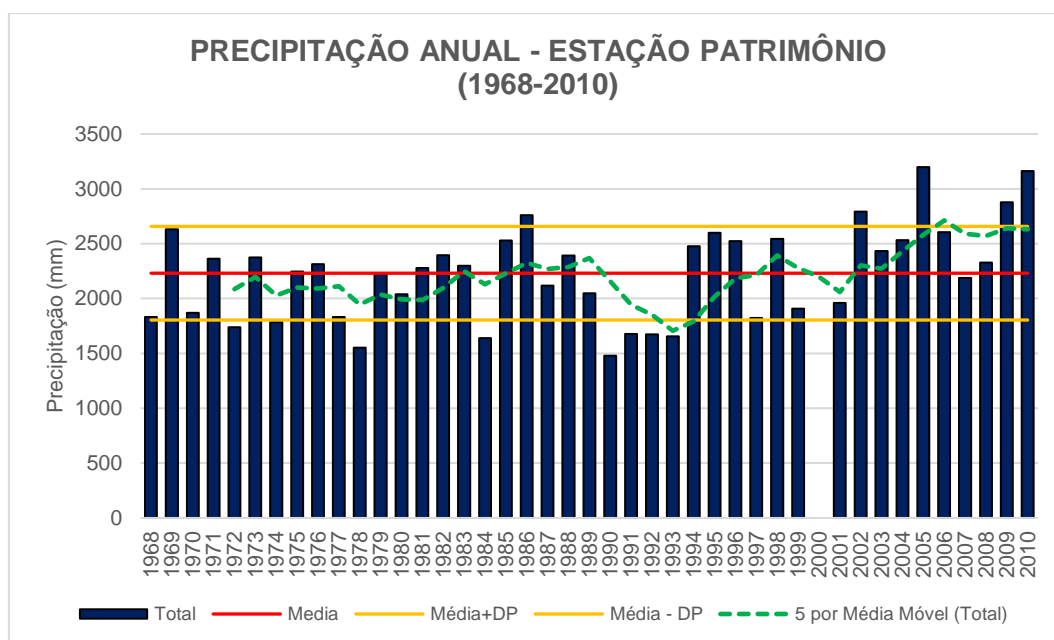


Figura 28. Totais pluviométricos anuais da estação Patrimônio (1968-2010), média, desvio padrão e média móvel de 5 anos.

A precipitação média anual para o período é de 2.230,9 mm, com desvio padrão de 426,8 mm e coeficiente de variação de 19%. O menor valor de precipitação foi no ano de 1990, quando foi registrado 1.478,8 mm (66% da média) e o maior foi de 3.198,2 mm no ano de 2005 (143% da média).

A média móvel com base de 5 anos oscilou em torno da média dentro dos limites do desvio padrão, atingindo extremo inferior (abaixo do dp) com base no período de 1989-1993 e extremo superior (acima do dp) a partir de 2002, demonstrando uma variação de aumento da média com base nos totais pluviométricos anuais da primeira década de 2000.

As tabelas a seguir detalham os valores para classificação dos anos-padrão da estação Patrimônio (tabela 7), conforme técnica descrita em Armond (2014), assim como a frequência de cada classe para a série histórica (tabela 8).

Tabela 7. Valores de média e desvio padrão da série histórica da estação Patrimônio (1968-2010). Base de cálculo para estabelecimento das classes de anos-padrão.

Média	DP	Média+DP	Média + DP/2	Média - DP	Média - DP/2
2230,9	426,8	2657,7	2444,3	1804,1	2017,5

Tabela 8. Classes e frequência de anos-padrão de acordo com os valores da série histórica da estação Patrimônio (1968-2010).

Classes	Precipitação Anual (mm)	Frequência (nº anos)	%
Chuvoso	$P > 2657,7$	5	11,90
Tendente a chuvoso	$2444,3 < P < 2657,7$	8	19,05
Habitual	$2017,5 < P < 2444,3$	15	35,71
Tendente a seco	$1804,1 < P < 2017,5$	6	14,39
Seco	$P < 1804,1$	8	19,05
Total		42	100,00









Como é de se esperar, a classe de maior frequência (35,7%) se deu em torno das menores variações da média, ou dos anos que configurariam um padrão “normal” da circulação atmosférica regional em um período de décadas (TAVARES, 1976). No entanto, são os dados referentes aos grandes desvios da média que particularmente interessam para uma melhor compreensão da variabilidade da precipitação local (ARMOND, 2014). Para análise mais detalhada dos extremos, foram selecionados anos secos e chuvosos (em negrito) com base na relação do mínimo de falhas diárias por ano-padrão (tabela 9).

Tabela 9. Totais anuais da série histórica (1968-2010) e falhas diárias da estação Patrimônio classificados em anos-padrão e organizados por décadas. Em negrito, os anos selecionados.

\*sem dados para o ano de 2000.

1960-70			1980			1990			2000*		
Ano	Total (mm)	Falhas diárias	Ano	Total (mm)	Falhas diárias	Ano	Total (mm)	Falhas diárias	Ano	Total (mm)	Falhas diárias
1968	1832,4		1980	2038,5		<b>1990</b>	<b>1478,8</b>		2001	1960,9	
1969	2631,5		1981	2277,6		1991	1676,5		<b>2002</b>	<b>2792,3</b>	
1970	1870,6		1982	2393,6		<b>1992</b>	<b>1673,6</b>		2003	2432,2	
1971	2361,6		1983	2299,9		<b>1993</b>	<b>1655,4</b>		2004	2531,5	
1972	1738,4		1984	1640,5		1994	2476,6		<b>2005</b>	<b>3198,2</b>	
1973	2375,5		1985	2528,6		1995	2599,4		2006	2605,6	
1974	1785,3		1986	2759,1		1996	2523,9		2007	2187,6	
1975	2245,5		1987	2117,5		1997	1822		2008	2327,8	
1976	2313,1		1988	2391,9		1998	2543,5		<b>2009</b>	<b>2877,5</b>	
1977	1833,2		1989	2047		1999	1909,1		<b>2010</b>	<b>3162</b>	
<b>1978</b>	<b>1552,1</b>										
1979	2230										

	Anos completos		Até 15 dias de falhas		> 15 dias de falhas
	Ano chuvoso		Ano tendente a chuvoso		Ano habitual
	Ano tendente a seco		Ano seco		

Conforme já havia ficado indicado pela figura 28, houveram dois momentos em que a média móvel foi deslocada para os extremos inferior e superior: uma

sequência de anos secos no início da década de 1990 e a década de 2000, com a maior frequência dos anos chuvosos da série histórica (tabela 10).

Tabela 10. Frequência (%) de anos-padrão por década e série histórica. Os anos de 1968 e 1969 foram desconsiderados para que todas décadas tivessem o mesmo número de anos.

<b>Classes</b>	<b>1970</b>	<b>1980</b>	<b>1990</b>	<b>2000</b>	<b>Série Histórica</b>
Chuvoso	0%	10%	0%	<b>40%</b>	11,9%
Tendente a chuvoso	0%	10%	<b>40%</b>	20%	19,05%
Habitual	<b>50%</b>	<b>70%</b>	0%	30%	35,7%
Tendente a seco	20%	0%	20%	10%	14,4%
Seco	30%	10%	<b>40%</b>	0%	19,05%
Total	100%	100%	100%	100%	100,0%

Observando a distribuição dos anos-padrão em décadas, é possível notar que as maiores frequências das tendências aos extremos concentram-se nas últimas décadas da série. Houve um aumento na frequência dos extremos seco e chuvoso nas décadas de 1990 e 2000 respectivamente e uma diminuição abaixo da média da série histórica da frequência dos anos habituais, principalmente na década de 1990 (0%). Na década de 2000, a classe chuvosa foi a de maior frequência em relação às demais, apresentando também um aumento considerável em relação às décadas anteriores.

Buscando compreender melhor a variabilidade da precipitação ao longo dos anos extremos, a seguir serão analisadas as distribuições mensais dos anos secos (1978, 1990, 1992, 1993) e chuvosos (2002, 2005, 2009, 2010) selecionados. A média de precipitação para os anos secos foi de 1.590 mm ( $dp=91,4\text{mm}/cv=5,7\%$ ) e dos anos chuvosos foi de 3.007,5 mm ( $dp=202,9/cv=6,7\%$ ).

### 3.4.1.2

#### Precipitação mensal: anos secos e chuvosos

A médias mensais da série histórica, assim como as respectivas médias para os anos secos e chuvosos estão representadas na figura 29.

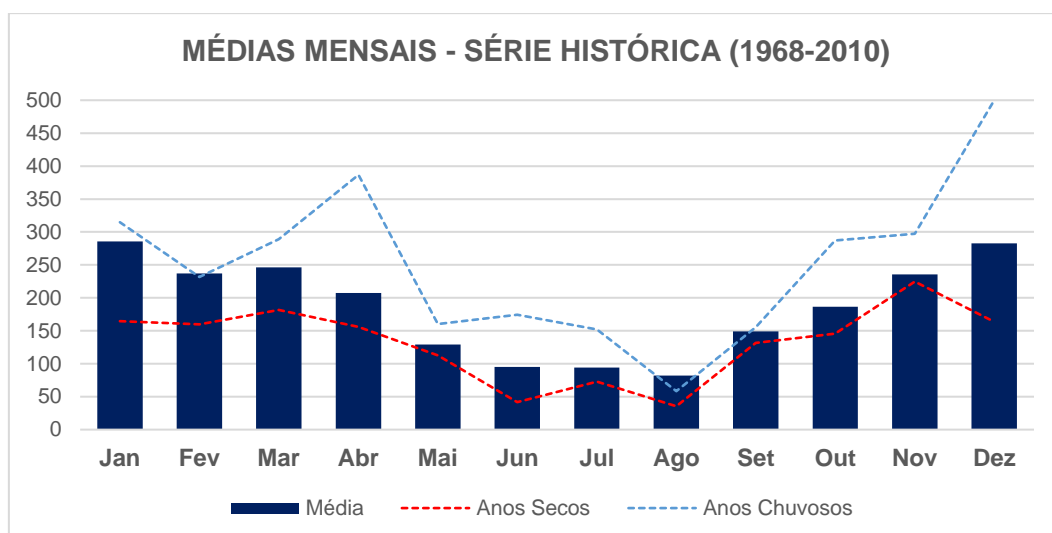


Figura 29. Médias mensais da série histórica (1968-2010) da estação Patrimônio e médias de anos secos e chuvosos.

Conforme esperado para padrões da dinâmica tropical, as chuvas na estação Patrimônio ocorrem durante todo o ano, com redução nos meses de inverno. Os meses de junho, julho e agosto apresentam as menores precipitações e os maiores coeficientes de variação (CV) (tabela 11), sendo junho o único mês da série histórica sem registro de chuva, no ano de 1986. O mês de setembro representa a transição do retorno à estação chuvosa, entre os meses de outubro e abril. Outubro foi o mês que apresentou menor CV (37,3%). Janeiro apresenta a maior média, seguido de dezembro, que chegou a apresentar mais de 600 mm de precipitação no ano de 2009. O valor mais alto de precipitação nos 42 anos de dados foi no mês de abril, com 640 mm no ano de 2005, o que contribuiu para elevar a média do mês nos anos chuvosos, conforme pode ser observado no gráfico acima (tabela 11; figura 29).

Tabela 11. Precipitação mensal - estação Patrimônio (1968-2010). DP - desvio padrão (mm); CV - coeficiente de variação (%)

Mês	Média (1968-2010)	DP	CV (%)	Min/Máx (mm)
Jan	285,6	115,2	40,3	115,5 - 501,6
Fev	237,2	142,4	60,1	6,0 - 597,1
Mar	246,3	111,2	45,1	51,4 - 477,2
Abr	207,2	109,1	52,7	36,3 - 639,9
Mai	129,3	70,9	54,9	16,3 - 288,4
Jun	95,4	63,3	66,3	0,0 - 275,1
Jul	94,1	75,5	80,3	10,5 - 339,4
Ago	82,0	59,0	71,9	4,6 - 318,6
Set	149,3	63,6	42,6	33,9 - 312,8
Out	186,4	69,6	37,3	78,0 - 406,2
Nov	235,5	105,6	44,8	47,8 - 504,3
Dez	282,7	130,8	46,3	97 - 636,6

Com base nesses dados, que trazem uma visão geral do comportamento pluviométrico da estação Patrimônio, cabe em seguida analisar os padrões de flutuações extremas a partir das médias que são representativas dos anos secos e chuvosos.

A figura 30 mostra as variações mensais dos anos secos e chuvosos em relação às médias mensais da série histórica. As maiores variações – no caso positivas - são nos anos chuvosos, representadas pelos meses de abril (86,6%), junho (83,1%) e dezembro (76,8%) (tabela 12).

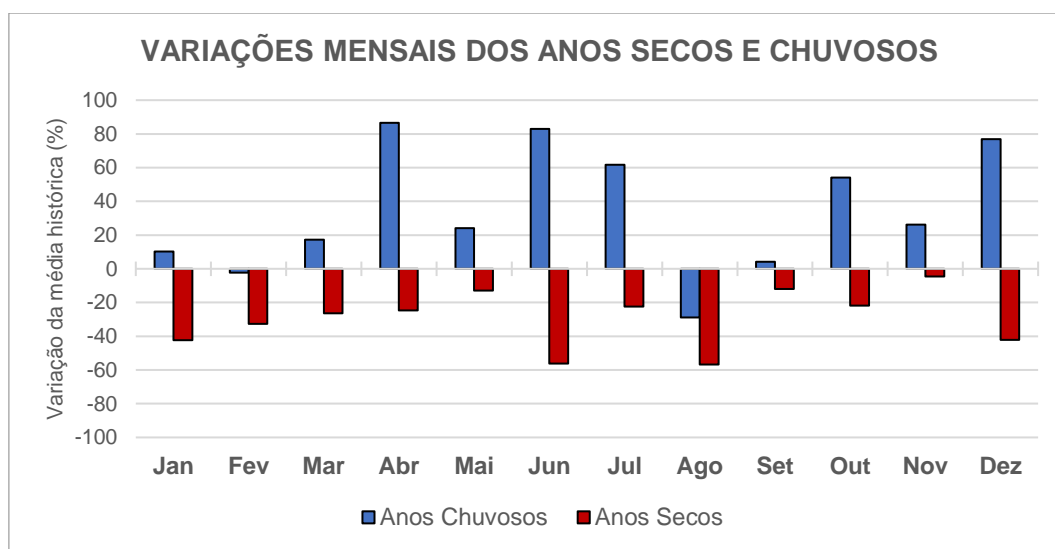


Figura 30. Variações mensais dos anos secos e chuvosos em relação à média da série histórica (1968-2010) da estação Patrimônio

Tabela 12. Precipitação mensal da estação Patrimônio: média da série histórica e dos anos chuvosos (2002, 2005, 2009, 2010).

Mês	Média (1968-2010)	Anos Chuvosos	
		Média (mm)	Variação da média histórica (%)
Jan	285,6	314,9	10,2
Fev	237,2	231,7	-2,3
Mar	246,3	288,9	17,3
Abr	207,2	386,6	86,6
Mai	129,3	160,4	24,1
Jun	95,4	174,6	83,1
Jul	94,1	152,1	61,7
Ago	82,0	58,4	-28,8
Set	149,3	155,6	4,2
Out	186,4	287,3	54,2
Nov	235,5	297,1	26,1
Dez	282,7	499,9	76,8

Em relação aos anos secos, todos os meses apresentaram variação negativa, sendo agosto e junho os de maiores variações (-56,7% ; -56,2%), seguidos por janeiro e dezembro (-42,3% ; -42,2%) (tabela 13). O mês de junho foi o que mais variou, tanto acima quanto abaixo da média, para anos chuvosos e secos



respectivamente. Dezembro apresentou comportamento semelhante, com altas variações em ambos os casos. Os meses de agosto e fevereiro apresentaram variações negativas em relação à média tanto nos anos secos, como nos anos chuvosos.

Tabela 13. Precipitação mensal da estação Patrimônio: média da série histórica e dos anos secos (1978, 1990, 1992, 1993).

Mês	Anos Secos		
	Média (1968-2010)	Média (mm)	Variação da média histórica (%)
Jan	285,6	164,9	-42,3
Fev	237,2	159,7	-32,7
Mar	246,3	181,5	-26,3
Abr	207,2	156,0	-24,7
Mai	129,3	112,5	-13,0
Jun	95,4	41,8	-56,2
Jul	94,1	72,9	-22,5
Ago	82,0	35,5	-56,7
Set	149,3	131,5	-11,9
Out	186,4	145,7	-21,8
Nov	235,5	224,7	-4,6
Dez	282,7	163,5	-42,2

De uma forma geral, junho foi um mês que apresentou percentuais consideráveis de variação em relação à média histórica, sendo também o único mês sem chuva do período de 42 anos analisado. No entanto, considerando valores absolutos de precipitação, essas variações estão mais representadas, ao menos no que se refere aos anos chuvosos pelos meses de abril e principalmente dezembro, como pode ser observado no gráfico da figura 30 e na tabela seguinte (tabela 14).

Ao analisarmos os valores absolutos de precipitação mensal e suas diferenças em relação à média da série histórica, fica evidente a participação das variações pluviométricas do mês de dezembro tanto nos anos chuvosos quanto nos anos secos.

Tabela 14. Diferenças das médias dos anos secos e chuvosos em relação à série histórica (1968-2010) da estação Patrimônio.

Mês	Média (1968-2010)	Anos chuvosos		Anos secos	
		Média (mm)	Diferença (mm)	Média (mm)	Diferença (mm)
Jan	285,6	314,9	29,3	164,9	<b>-120,8</b>
Fev	237,2	231,7	-5,5	159,7	-77,5
Mar	246,3	288,9	42,7	181,5	-64,8
Abr	207,2	386,6	<b>179,4</b>	156,0	-51,2
Mai	129,3	160,4	31,1	112,5	-16,8
Jun	95,4	174,6	79,2	41,8	-53,6
Jul	94,1	152,1	58,0	72,9	-21,2
Ago	82,0	58,4	-23,6	35,5	-46,5
Set	149,3	155,6	6,3	131,5	-17,8
Out	186,4	287,3	100,9	145,7	-40,7
Nov	235,5	297,1	61,6	224,7	-10,9
Dez	282,7	499,9	<b>217,2</b>	163,5	<b>-119,2</b>



A partir dos dados absolutos, ganha destaque também o mês de janeiro, que apresentou a maior diferença em relação à média histórica nos anos secos (-120,8 mm), valor bem próximo ao mês de dezembro. Com isso, temos que, na estação Patrimônio os anos secos são marcados por variações negativas nos meses de janeiro e dezembro e os anos chuvosos são marcados por variações positivas também no mês de dezembro e pelo mês de abril.

A fim de observarmos a influência da intensidade das chuvas diárias nos anos secos e chuvosos, a seguir analisaremos a frequência e distribuição das classes de precipitação nos anos selecionados.

### 3.4.1.3

#### Precipitação diária: anos secos e chuvosos

A tabela 15 mostra o número de dias de chuva ( $>0,1$  mm) por anos secos e chuvosos. A média do número de dias de chuva para os anos secos foi de 112,5 - 31% dos dias do ano - e para os anos chuvosos de 142,3 (39% dos dias do ano).

Tabela 15. Número de dias de chuva ( $>0,1$  mm) para os anos secos (1978, 1990, 1992, 1993) e chuvosos (2002, 2005, 2009, 2010) da estação Patrimônio.

	ANOS SECOS				Média	DP	CV (%)
	1978	1990	1992	1993			
<b>Total anual (mm)</b>	1552,1	1478,8	1673,5	1655,3	1589,9	91,4	5,7
<b>N. dias de chuva</b>	69	127	121	133	112,5	29,4	26,3
	ANOS CHUVOSOS				Média	DP	CV (%)
	2002	2005	2009	2010			
<b>Total anual (mm)</b>	2783,4	3197,7	2875,3	3161,9	3004,6	206,3	6,9
<b>N. dias de chuva</b>	181	138	150	100	142,3	33,5	23,5

A porcentagem de dias que choveram nos anos chuvosos variou de 27% (2010) a 50% (2002), enquanto que nos anos secos essa variação foi de 19% (1978) a 36% (1993). O ano de 2010 inclusive, teve menos dias de chuva do que a maioria dos anos secos. Isso se deve possivelmente pela maior contribuição de eventos extremos de chuva ( $>150$  mm) nos totais anuais de precipitação, o que será analisado a seguir.

Os valores de precipitação diária dos anos secos e chuvosos foram agrupados em classes de intensidade, com base em Figueiró e Coelho Netto (2011). A classe de intensidade mais alta utilizada pelos autores foi de precipitações acima de 100 mm diários. Optou-se, no entanto, por utilizar duas classes acima de 100 mm: 100,1-150 mm e  $>150$  mm pelo alto potencial de geração de instabilidade no sistema conferidas às precipitações maiores que 150 mm e pela possível influência

dos eventos extremos de chuvas nos padrões pluviométricos dos anos chuvosos (COELHO NETTO, 1985). Assim, ficaram estabelecidas 6 classes, divididas da seguinte forma: (I) 0,2-10 mm; (II) 10,1-20; (III) 20,1-50; (IV) 50,1-100; (V) 100,1-150 mm; (VI) >150 mm, considerando que a primeira classe (0,2-10 mm) representa a chuva que é interceptada e armazenada nas copas arbóreas, chuvas entre 10 mm e 50 mm (classes II e III) garantem a estabilidade do sistema e chuvas > 100 mm (V e VI) podem causar instabilidades no sistema (COELHO NETTO & FIGUEIRÓ, 2011).

A figura 31 mostra a distribuição das frequências anuais médias de intensidade de chuva diária para os anos secos e chuvosos.

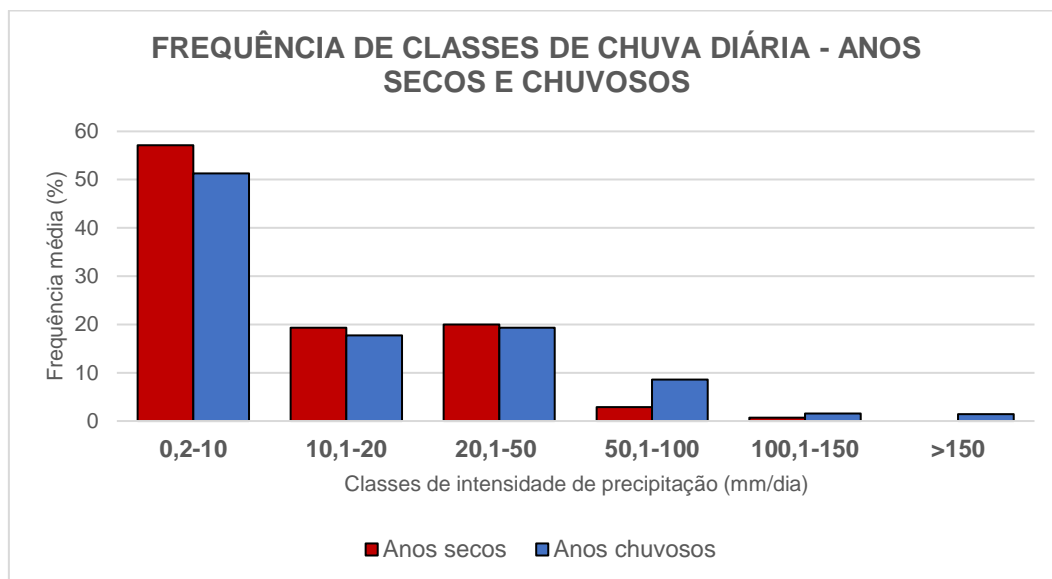


Figura 31. Frequência média anual da intensidade diária de chuva para anos secos e chuvosos.

Em ambos os casos de anos secos e chuvosos, mais da metade dos dias chuvosos foram de precipitações entre 0,2-10 mm, com 57% e 51% respectivamente. A classe III (20,1-50 mm) foi a que apresentou a segunda maior frequência tanto nos anos chuvosos (19%) quanto secos (20%), ainda que tenham apresentado praticamente a mesma frequência que a classe anterior (10,1-20 mm) com 18% (anos chuvosos) e 19% (anos secos).

As classes de maior intensidade diária (>50 mm) apresentaram baixas frequências nos anos secos. Chuvas de classe V (100,1-150 mm) ocorreram apenas uma vez por ano na maioria dos anos secos (1978, 1990, 1993) e chuvas maiores

que 150 mm ocorreram apenas nos anos chuvosos e, ainda que com baixa frequência, estiveram presentes em todos os anos.

Os gráficos a seguir mostram a distribuição das frequências médias ao longo do ano para os anos secos (figura 32) e chuvosos (figura 33). Conforme observado no gráfico anterior (figura 31), chuvas maiores que 50 mm apresentaram baixas frequências nos anos secos e estiveram ausentes nos meses entre junho e outubro. As chuvas entre 100,1 mm e 150 mm ocorreram em janeiro, fevereiro e abril. Nos anos chuvosos, dezembro e abril concentram as chuvas >50 mm e foram os únicos meses que apresentaram chuvas tanto da classe V (100,1-150mm) quanto maiores que 150 mm (figura 33). As chuvas maiores que 100 mm ocorreram na maioria dos meses dos anos chuvosos, menos em março, julho, agosto e setembro.

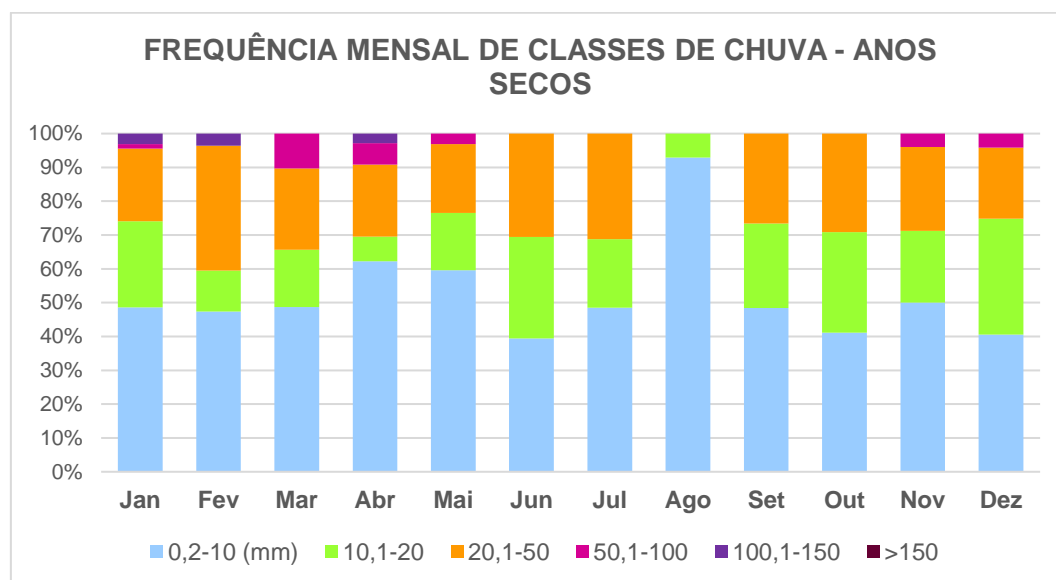


Figura 32. Frequência média mensal das classes de chuva nos anos secos.

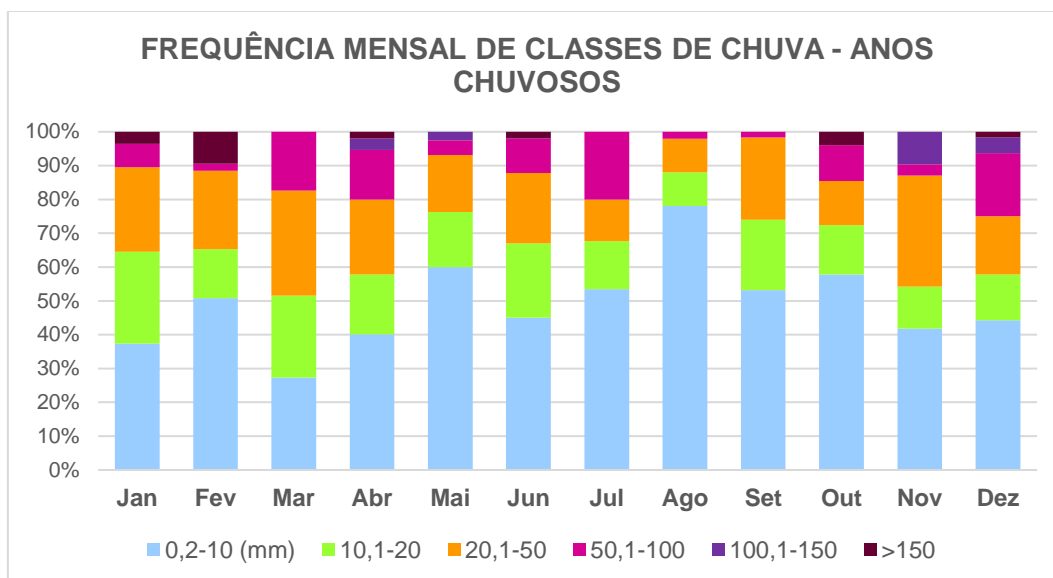


Figura 33. Frequência média mensal das classes de chuva nos anos chuvosos.

Para se ter uma ideia da contribuição das classes de chuvas diárias nos totais anuais dos anos-padrão, calculou-se a contribuição média percentual das classes em relação aos totais anuais para os anos secos e chuvosos e estão apresentadas na tabela 16.

Tabela 16. Totais precipitados por classes de chuva diária para anos secos e chuvosos e contribuição percentual das classes nos totais anuais.

Total precipitado por classes de intensidade (mm)							
Anos Secos	0,2-10	10,1-20	20,1-50	50,1-100	100,1-150	>150	Total
1978	48,9	322,4	888,4	174,2	118,2	0	1552,1
1990	360,7	252,8	577	140,7	147,6	0	1478,8
1992	295	342,4	682	354,1	0	0	1673,5
1993	333,6	400,4	588,6	198,9	133,8	0	1655,3
<b>Média (mm)</b>	<b>259,6</b>	<b>329,5</b>	<b>684</b>	<b>217,0</b>	<b>99,9</b>	<b>0</b>	<b>1589,9</b>
<b>Contribuição (%)</b>	<b>16,3</b>	<b>20,7</b>	<b>43,0</b>	<b>13,6</b>	<b>6,3</b>	<b>0,0</b>	<b>100,0</b>
Total precipitado por classes de intensidade (mm)							
Anos Chuvosos	0,2-10	10,1-20	20,1-50	50,1-100	100,1-150	>150	Total
2002	292,3	449,1	641,6	504,3	353,9	542,2	2783,4
2005	332,8	273,4	1196,1	804,2	241,6	349,6	3197,7
2009	186,9	372,9	1046,8	915,9	100,3	252,5	2875,3
2010	142,5	356,1	725,8	1180,5	361,8	395,2	3161,9
<b>Média (mm)</b>	<b>238,6</b>	<b>362,9</b>	<b>902,6</b>	<b>851,2</b>	<b>264,4</b>	<b>384,9</b>	<b>3004,6</b>
<b>Contribuição (%)</b>	<b>7,9</b>	<b>12,1</b>	<b>30,0</b>	<b>28,3</b>	<b>8,8</b>	<b>12,8</b>	<b>100,0</b>

Como pode-se observar, em termos de total precipitado, as chuvas menores que 20 mm apresentaram valores médios semelhantes tanto nos anos secos como nos anos chuvosos – 589,1 mm e 601,5 mm respectivamente. A maior parte da precipitação anual nos anos secos é dada por chuvas entre 10 mm e 50 mm (63,7%), enquanto que nos anos chuvosos as precipitações diárias que mais contribuem para os totais anuais são de 20 mm a 100 mm (58,3%).

Para se ter uma ideia da contribuição progressiva das classes de chuva nos totais anuais, a figura 34 mostra a contribuição acumulada (%) das classes nos anos secos e chuvosos.

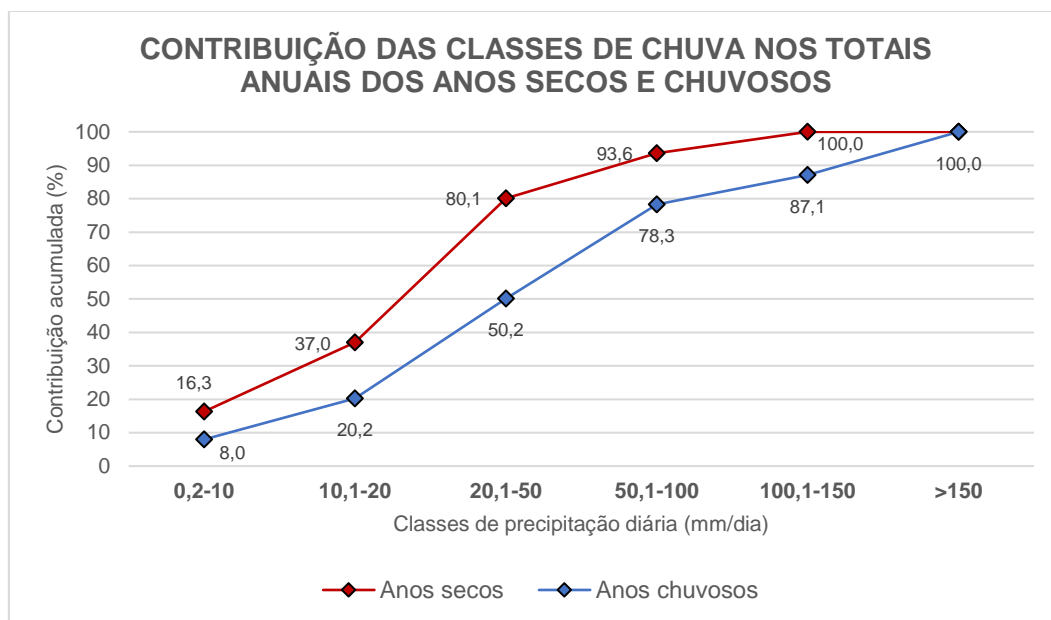


Figura 34. Contribuição percentual acumulada das classes de intensidade de chuva diária nos totais pluviométricos médios dos anos secos e chuvosos.

Nos anos secos, mais de 80% da precipitação anual é de chuvas menores que 50 mm, enquanto que nos anos chuvosos, as classes <50 mm correspondem à metade do total médio anual precipitado (50,2%). Eventos extremos de chuva (>100 mm), ainda que pouco frequentes (1% - figura 25) contribuem com 21,6% em média do total precipitado nos anos chuvosos o que corresponde a uma média de 649,3 mm. No ano de 2002, apenas três dias de chuva maiores que 150 mm foram responsáveis por quase 20% de todas as chuvas daquele ano. Essas chuvas ocorreram nos meses de fevereiro (221,7 mm), junho (170,2 mm) e outubro (150,3 mm).

### 3.4.2

#### O evento da crise hídrica de 2013-2015 na bacia do Carapitanga

Segundo Marengo *et al.* (2015), a crise hídrica de 2014 no Sudeste foi causada pelo estabelecimento de um persistente e prolongado sistema de alta pressão durante o verão de 2013 e 2014 que não permitiu o desenvolvimento da

Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e o avanço das frentes frias, e que se repetiu com menor intensidade e duração no verão de 2014 e 2015. Nos verões habituais, as chuvas do sudeste são favorecidas pela umidade proveniente da Amazônia, muitas vezes transportada pelo Jato de Baixos Níveis (JBN), que contribui para o desenvolvimento da ZCAS, da ativação dos sistemas frontais que vêm do Sul (FF) ou para alimentar as pancadas de chuva de final de tarde. Durante o verão de 2013-2014, a presença de um anticiclone de bloqueio se estabeleceu durante a maior parte da estação chuvosa impedindo a entrada do fluxo de umidade da Amazônia e o avanço das frentes frias (figura 35). A ZCAS não se configurou nesse período e o fluxo de umidade da Amazônia foi desviado para o sul e oeste da Amazônia, gerando precipitações intensas e enchentes na região. As chuvas intensas também ocorreram ao sul do país com a umidade que foi levada pelos JBN (MARENGO *et al.*, 2015).

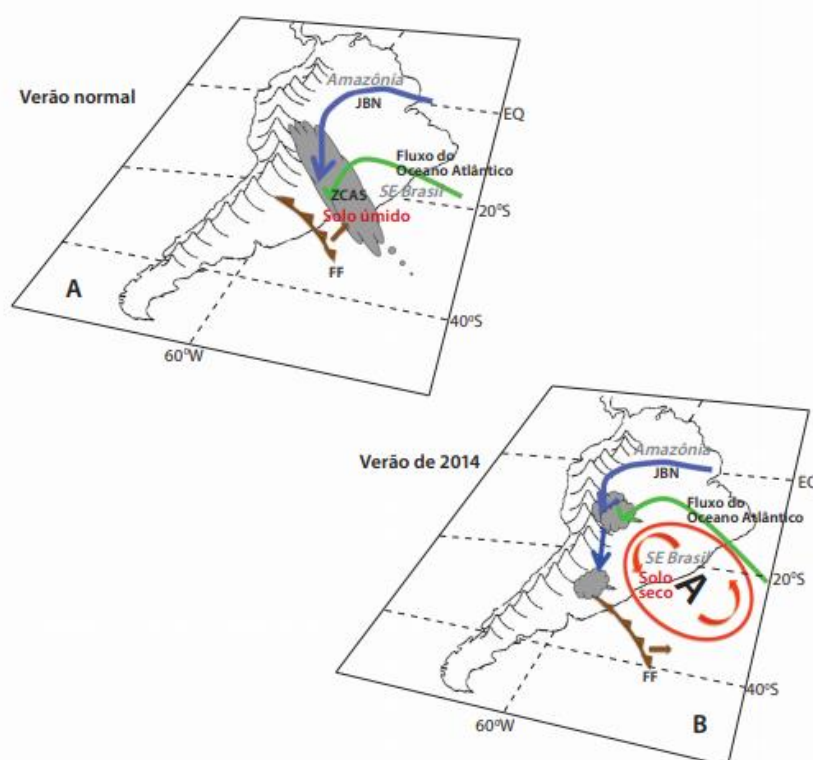


Figura 35. Esquema conceitual da circulação de baixos níveis de superfície durante um verão normal (A) e o verão seco de 2014 (B). A letra “A” da imagem B representa o anticiclone de bloqueio. Extraído de Marengo *et al.*, 2015.

Com base nos dados da série histórica, torna-se possível situar o evento de crise hídrica na bacia do Carapitanga no período de 2013-2015 em relação aos padrões pluviométricos da estação Patrimônio e suas variabilidades. Os dados do

ano de 2013, ainda que apresentando falhas de 4 dias nos meses de julho (um dia), agosto (dois dias) e outubro (um dia), pode ser classificado pelo seu total anual dentro do padrão chuvoso, com precipitações mensais consideravelmente altas e acima da média histórica, principalmente em janeiro (779,3 mm), março (491,4 mm), maio (299,8 mm) e julho (221,6 mm) (tabela 17).

Tabela 17. Totais pluviométricos mensais para os anos 2013, 2014 e 2015 e média histórica (M.H: 1968-2010) - estação Patrimônio. \*um dia de falha; \*\*dois dias de falhas; \*\*\*total anual com 4 dias de falhas (0,82%).

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
<b>2013</b>	779,3	294,9	491,4	120	299,8	28,8	221,6*	44,6**	58,6	136,7*	205,4	154,8	<b>2835,9***</b>
<b>2014</b>	120,3	129,7	203,5	175,5	108,9	119,7	190,9	200,1	106,8	64,5	108,7	27,1	<b>1555,7</b>
<b>2015</b>	386,2	226,3	365,5	229,5	200,4	86,2	86,9	11,7	183	163,4	207,7	200,4	<b>2347,2</b>
<b>M.H</b>	285,6	237,2	246,3	207,2	129,3	95,4	94,1	82,0	149,3	186,4	235,5	282,7	<b>2230,9</b>

As variações mensais abaixo da média têm início em setembro de 2013 e se prolongam até maio de 2014, sendo que o mês de janeiro apresentou variação negativa em relação à média histórica de menos de 50% do total precipitado no mês em relação à média histórica do mesmo mês (figura 36). As variações negativas voltam a aparecer em setembro de 2014 e têm um ápice em dezembro, quando o total mensal de 27,1 mm confere ao mês uma variação de -90%.

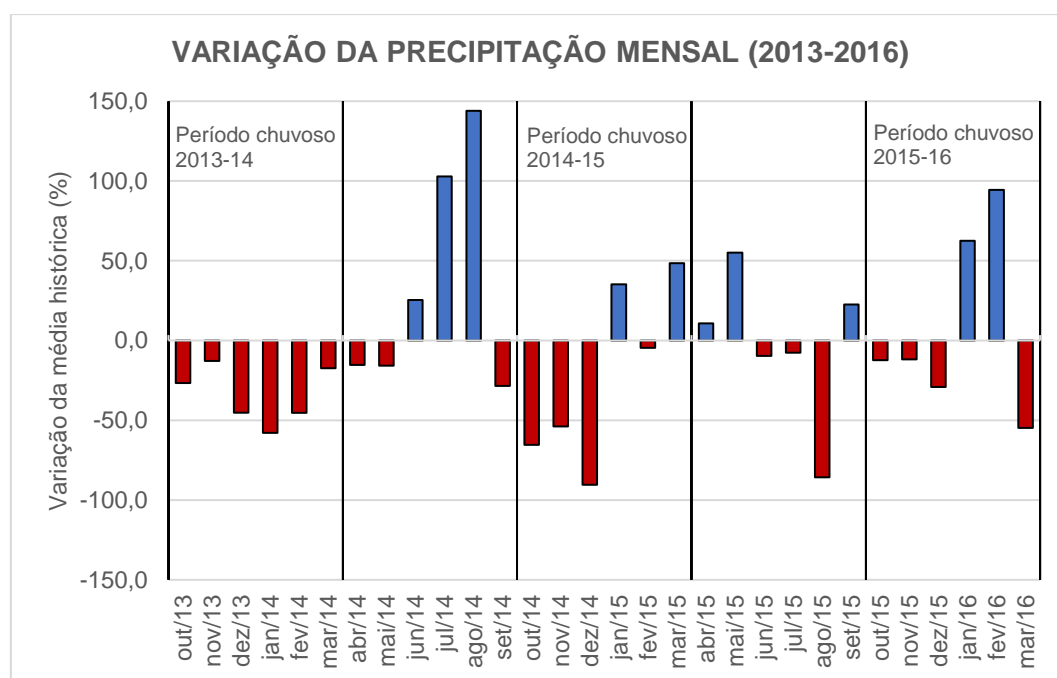


Figura 36. Variação da precipitação mensal entre final de 2013 e início de 2016 em relação à média histórica (1968-2010) - estação Patrimônio.

Os meses de junho e agosto, que apresentaram altas variações negativas nos anos secos da média histórica tiveram mais de 100% de variação positiva em 2014 e foram os meses que apresentaram maior número de dias de chuva (NDC) no ano, ainda que os máximos diários de chuva no mês tenham sido menores que 50 mm (tabela 18). Com base na tabela 19, podemos observar ainda, que o total mensal do mês de janeiro de 2014 correspondeu a uma única chuva no mês inteiro (NDC = 1) de 120,3 mm.

Tabela 18. Número de dias de chuva (NDC) e máximo mensal (mm) dos anos de 2013-2015. Em destaque chuvas máximas diárias acima de 100 mm. \*máximas a partir dos dados disponíveis; \*\*+/- 1 dia; \*\*\*+/- 2 dias.

Ano		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2013	NDC	25	12	27	8	13	13	11**	3***	7	12**	11	13
	Máx.	210,4	122	181,4	51,2	67,4	8,3	100,3*	25,3*	32,3	24,2*	32,2	53,2
2014	NDC	1	5	6	4	9	13	8	13	7	5	11	7
	Máx.	120,3	60,2	127,3	70,2	36,4	22	65	41	32	18,3	21,6	7,2
2015	NDC	7	19	22	17	18	7	4	3	19	15	18	16
	Máx.	120,6	82,1	94,8	43	31	34,2	32,2	5,7	40,4	30,1	79,2	30,2

Ainda que o ano de 2014 tenha sido de fato um ano seco, ao observarmos a série histórica, vemos que os anos secos fazem parte da variabilidade pluviométrica local. Inclusive, na década de 1990, a estação Patrimônio registrou quatro anos secos consecutivos (1990, 1991, 1992, 1993). Podemos refletir acerca da questão disponibilidade de água x demanda por água nos dois períodos (anos 1990 e 2014) com base no aumento da ocupação na bacia (figura 37). Utilizou-se os mapas de uso do solo produzidos por Silva (2010) para observar as mudanças de uso do solo entre os anos 1993 e 2008 na bacia do Carapitanga. Para isso, os mapas do município de Paraty foram extraídos do trabalho da autora como imagem. Transferidas para o programa ArcGis, as imagens foram georreferenciadas e foi feito o recorte da bacia do Carapitanga e incluída a delimitação do Quilombo. É importante considerar que a intenção é ter uma ideia aproximada da mudança de uso e ocupação, uma vez que a precisão do mapeamento é prejudicada pela metodologia que foi utilizada.



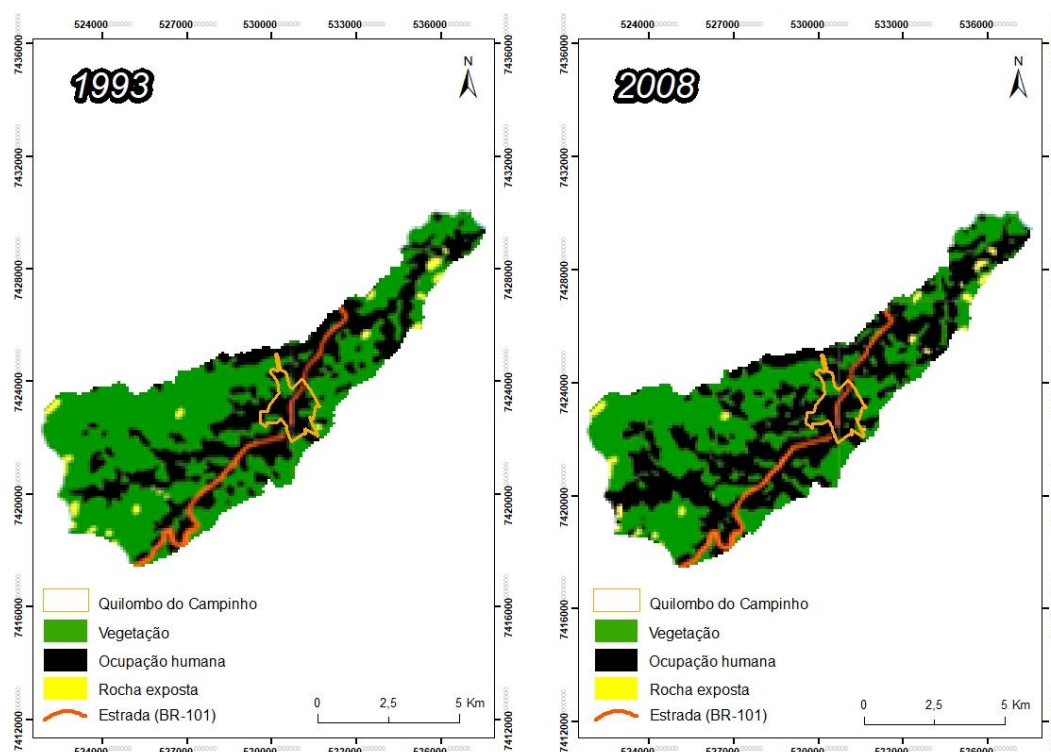


Figura 37. Mudanças de uso e ocupação do solo entre os anos 1993 e 2008 na bacia do rio Carapitanga. Modificado de Silva (2010).

Ainda que a metodologia não seja a ideal para analisar as mudanças de uso e ocupação da forma mais adequada, é possível observar o aumento da ocupação humana, principalmente nas partes superiores da bacia (à esquerda das imagens). O aumento da ocupação consequentemente aumenta a demanda pelo consumo da água, o que no ano de 2014 pode ter intensificado a pressão sobre o recurso quando comparada à década de 1990.

### 3.4.3 Chuva no período de estudo (2018-2020)

A figura 38 mostra a distribuição mensal da precipitação nos três anos de monitoramento (2018, 2019, 2020) referentes às leituras diárias do pluviômetro manual, uma vez que como já foi mencionado anteriormente, os dados do pluviômetro automático apresentaram falhas em alguns períodos. O coeficiente de correlação entre as precipitações mensais registradas na estação Quilombo do Campinho (presente estudo) com a estação Patrimônio foi de 0,90, o que permite a comparação entre os dados coletados e a série histórica (1968-2010), assim como possibilita a utilização dos valores que definem os padrões de anos secos e chuvosos como base de parâmetro de classificação para os anos monitorados.

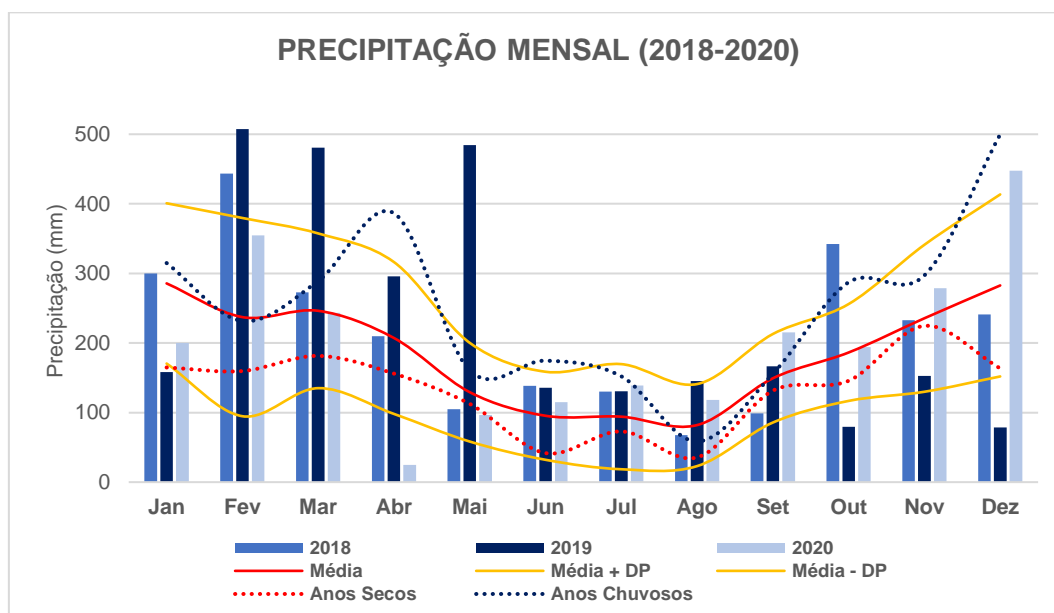


Figura 38. Precipitação mensal dos anos de estudo, média histórica (1968-2010), desvio padrão (DP) e médias mensais dos anos secos e chuvosos da estação Patrimônio.

O total pluviométrico do ano de 2018 foi de 2.561,8 mm, em 2019 foi de 2.815,5 mm e em 2020 foi de 2.426,8 mm, o que, de acordo com os dados da estação Patrimônio, os classificariam como tendente à chuvoso, chuvoso e habitual respectivamente. O ano de 2019 apresentou uma concentração de altos índices de precipitação nos meses de fevereiro (507,5 mm), março (480,7 mm) e maio (484,5 mm), com totais pluviométricos consideravelmente superiores aos valores mensais encontrados para os anos chuvosos da série histórica. No mesmo ano, meses tradicionalmente chuvosos registraram totais mensais bastante inferiores aos dos anos secos, principalmente novembro e dezembro, mas com destaque também para outubro e janeiro. Fevereiro apresentou os maiores valores mensais dos dois primeiros anos (2018 – 443,3 mm e 2019), sendo o segundo maior (354,5 mm) no ano de 2020, quando dezembro registrou 447,7 mm, e nos três anos teve totais pluviométricos acima da média dos anos chuvosos.

O número de dias de chuva por mês, assim como as máximas mensais para os três anos estão apresentadas na tabela 19.

Tabela 19. Número de dias de chuva (NDC) e máximas de precipitação diária (mm) dos três anos de estudo.

		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
2018	NDC	21	20	16	8	13	12	8	13	12	25	20	15	183
	Máx.	69	180	72	84	36	54	92	15	38	65	72	59	180
2019	NDC	10	17	19	12	13	7	5	13	19	9	18	13	155
	Máx.	66,5	150	120,5	114	227	44	94,5	56	53,2	26	27,5	14,4	227
2020	NDC	16	20	18	10	7	11	7	8	10	15	20	25	167
	Max.	55	63,5	79,5	19,2	34,2	26	16,5	94	98	31	79	125,7	125,7

Em conjunção com o gráfico anterior (figura 38), podemos observar na tabela 19 que os altos índices pluviométricos dos meses de fevereiro a maio de 2019 vieram acompanhados não só de chuvas extremas ( $>100$  mm), como de um alto número de dias de chuva (NDC). Aliás, os três anos de estudo tiveram NDC maiores que a média dos anos chuvosos (142,3 – tabela 15). O gráfico a seguir mostra a distribuição das classes de chuva diária nos anos de estudo (figura 39).

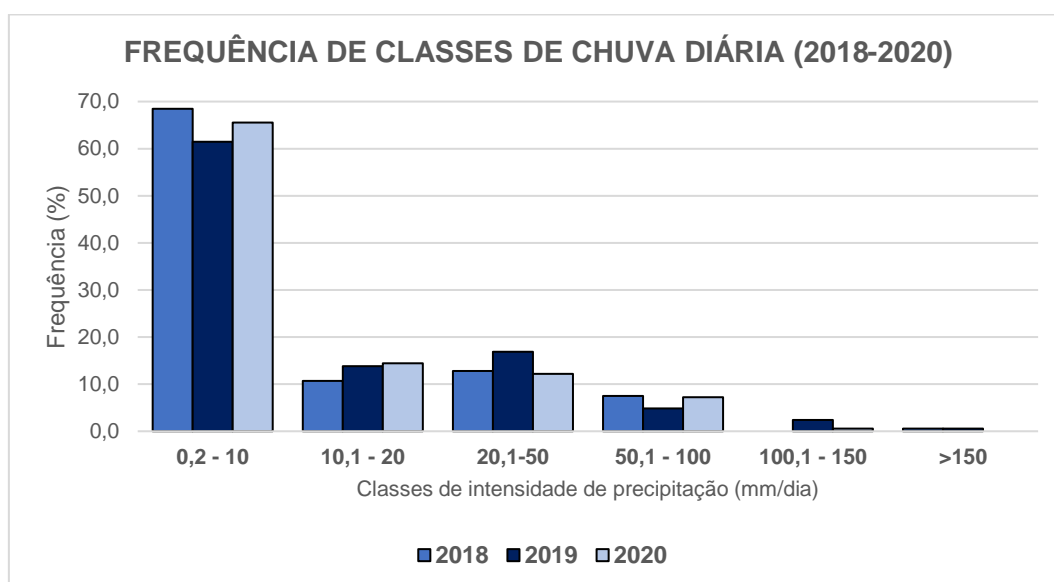


Figura 39. Frequência média anual de intensidade diária de chuva (2018-2020) no Quilombo do Campinho.

A primeira classe de intensidade diária de chuva (0,2-10 mm) apresentou percentuais de frequência acima de 60%, o que correspondeu a uma porcentagem de 11,5% (2019) a 17,7% (2018) dos totais anuais dos três anos de estudo (tabela 20). As maiores contribuições às precipitações anuais nos três anos foram de chuvas entre 20 mm e 100 mm, sendo que em 2018 e 2020 essa contribuição foi de 64,2%, enquanto que em 2019 foi de 50,1%.

Tabela 20. Totais pluviométricos (mm) por classes de chuva diária nos três anos de estudo (2018-2020) e seus respectivos percentuais em relação ao total anual dos dias de chuva ( $>0,1$ mm).

Classes (mm)	2018		2019		2020	
	Total (mm)	%	Total (mm)	%	Total (mm)	%
0,2-10	458,4	17,7	324,5	11,5	369	15,2

<b>10,1-20</b>	290,3	11,2	325,5	11,6	373,7	15,4
<b>20,1-50</b>	735,2	28,3	871	30,9	657,8	27,1
<b>50,1-100</b>	931,0	35,9	539,5	19,2	899,5	37,1
<b>100,1-150</b>	0,0	0,0	527,5	18,7	125,7	5,2
<b>&gt;150</b>	180,0	6,9	227	8,1	0	0,0
<b>Total</b>	<b>2594,9</b>	<b>100,0</b>	<b>2815</b>	<b>100,0</b>	<b>2426,8</b>	<b>100,0</b>

Assim como nos anos chuvosos, que a contribuição das classes >100 mm apresentou uma média acima de 20% nos totais anuais, em 2019 essa contribuição foi de 26,8%, o que correspondeu a um total de 754,5 mm em quatro dias de chuva, sendo dois deles no mês de maio, um com uma chuva de 227 mm e outro de 143 mm.

### 3.4.4 Levantamento da vegetação

#### 3.4.4.1 Fitossociologia das florestas manejadas

Foi amostrado um total de 240 indivíduos distribuídos em 58 espécies, 42 gêneros e 25 famílias, sendo 20 mortos em pé em uma área total de 0,12 ha – 0,06 ha em cada área. Na floresta de 30 anos, os 110 indivíduos amostrados estão agrupados em 21 famílias, 32 gêneros e 38 espécies, sendo 33 identificadas em nível de espécie, 1 em gênero, 3 em família, 1 não identificada e 13 indivíduos mortos em pé (11,8%). Na floresta de 50 anos, os 130 indivíduos amostrados estão distribuídos em 30 espécies, 24 gêneros e 15 famílias, identificadas 21 em nível específico, 4 em gênero, 2 em família, 3 não identificadas e 7 indivíduos mortos em pé (5,4%). A indeterminação de alguns indivíduos foi devido à impossibilidade de coleta.

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:

a) *Pioneiras* (Pi) - 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 frequentes no sub-bosque (MARCHIORI, 2012). Geralmente possuem ciclo de vida curto;

b) *Secundárias iniciais* (SI) – 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);

c) *Secundárias tardias* (ST) – 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).

d) *Climáticas* (CI) - se estabelecem e se desenvolvem no sub-bosque de florestas climáticas ou em estágios sucessionais avançados. Apresentam ciclo de vida geralmente longo.

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). E ainda, podem ocorrer variações ecotípicas em uma mesma espécie, a depender das condições do meio, daí a relativa variação na classificação dos diversos autores citados abaixo. Segundo Durigan (2009), muitas espécies não se enquadram exatamente nas características delimitadas para os grupos ecológicos, de forma que a classificação sucessional pode ser útil na compreensão da estrutura e dinâmica das comunidades florestais, ainda que não possa ser considerada um atributo categórico intrínseco das espécies (DURIGAN, 2009). De acordo com Schorn e Galvão (2005), as categorias sucessionais costumam estar presentes em todos os estágios, mas são gradativamente alteradas ao longo do processo de sucessão. A listagem de todas as espécies encontradas nas duas áreas e suas respectivas classificações em grupos ecológicos encontra-se na tabela 21.

Tabela 21. Listagem das espécies levantadas, sua ocorrência nas áreas de estudo e classificação sucessional em grupos ecológicos (GE - Pi = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; CI = climática e s/d = sem dados). Referências (Ref.): <sup>1</sup>Barreto & Catharino (2015); <sup>2</sup>D'Orazio & Catharino (2013); <sup>3</sup>Freitas (2019); <sup>4</sup>Hardt *et al.* (2006); <sup>5</sup>Junior *et al.* (2016); <sup>6</sup>Oliveira *et al.* (2011); <sup>7</sup>Ramos *et al.* (2011); <sup>8</sup>Oliveira (1999); <sup>9</sup>Santos *et al.* (2006); <sup>10</sup>Silva *et al.* (2004); <sup>11</sup>Silva *et al.* (2003); <sup>12</sup>Soares (2010).

Família/espécie	F30	F50	GE	Ref.
<b>Anacardiaceae</b>				
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	*		ST	8
<b>Annonaceae</b>				
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	*	*	ST	6
Annonaceae sp. 1		*	s/d	
<i>Guatteria vilosissima</i> A. St.-Hill.	*		SI	5

<b>Família/espécie</b>	<b>F30</b>	<b>F50</b>	<b>GE</b>	<b>Ref.</b>
<b>Apocynaceae</b>				
<i>Malouetia cestroides</i> (Nees ex Mart.) Müll.Arg.		*	Pi	2
<b>Areaceae</b>				
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	*	*	ST	10
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	*	*	ST	7
<b>Chrysobalanaceae</b>				
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.		*	ST	7
<b>Clusiaceae</b>				
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi		*	Cl	7
<b>Elaeocarpaceae</b>				
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.		*	Cl	7
<b>Euphorbiaceae</b>				
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	*		ST	12
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	*	*	SI	8
<i>Croton</i> sp.		*	s/d	
<i>Mabea piriri</i> Aubl.		*	ST	8
<b>Fabaceae</b>				
Fabaceae sp.1	*		s/d	
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	*		Pi	8
<i>Swartzia simplex</i> (Sw.) Spreng.		*	ST	12
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	*	*	SI	3
<b>Indeterminada</b>				
Indeterminada sp. 1		*	s/d	
Indeterminada sp. 2		*	s/d	
Indeterminada sp. 3		*	s/d	
Indeterminada sp. 4	*		s/d	
<b>Lacistemataceae</b>				
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	*	*	SI	10
<b>Lauraceae</b>				
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	*		ST	8
<b>Malvaceae</b>				
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	*		SI	4
<b>Melastomataceae</b>				
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	*		Pi	8
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	*		SI	8
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	*		Pi	8
<b>Meliaceae</b>				
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	*		ST	8
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	*		SI	8
<i>Trichilia casaretti</i> C.D.C.	*		ST	8
<b>Moraceae</b>				
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	*	*	ST	8
<i>Sorocea</i> sp.	*	*	s/d	
<b>Myrtaceae</b>				
<i>Calyptranthes lucida</i> var. <i>polyantha</i> (O. Berg) D. Legrand		*	Cl	8

<b>Família/espécie</b>	<b>F30</b>	<b>F50</b>	<b>GE</b>	<b>Ref.</b>
<i>Calyptranthes</i> sp.		*	s/d	
<i>Eugenia oblongata</i> var. <i>glabrata</i> O.Berg		*	ST	7
<i>Myrcia</i> sp.		*	s/d	
Myrtaceae sp.1		*	s/d	
Myrtaceae sp.2	*		s/d	
Myrtaceae sp.3	*		s/d	
<b>Nyctaginaceae</b>				
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	*		SI	8
<b>Peraceae</b>				
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	*	*	ST	8
<b>Phyllanthaceae</b>				
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão.	*		Cl	7
<b>Primulaceae</b>				
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	*		Pi	7
<b>Rubiaceae</b>				
<i>Bathysa mendoncae</i> K.Schum.	*		ST	7
<i>Bathysa nicholsonii</i> K.Schum.	*		SI	11
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) J. Presl.		*	ST	8
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		*	ST	8
<i>Psychotria velloziana</i> Benth.	*		Cl	8
<i>Rudgea macrophylla</i> Benth.		*	SI	9
<b>Salicaceae</b>				
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	*	*	Pi	8
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	*		SI	1
<b>Sapindaceae</b>				
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	*		ST	10
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	*	*	SI	8
<i>Matayba grandis</i> Radlk.	*		s/d	
<b>Sapotaceae</b>				
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	*		ST	8
<b>Verbenaceae</b>				
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	*		Pi	7

Em relação à similaridade entre as áreas, foram encontradas 11 espécies em comum (19% do total), sendo elas: *Anaxagorea dolichocarpa* Sprague & Sandwith, *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret, *Euterpe edulis* Mart., *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg., *Zygia latifolia* (L.) Fawc. & Rendle, *Lacistema pubescens* Mart., *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber, *Sorocea* sp., *Pera glabrata* (Schott) Baill., *Casearia sylvestris* Sw., *Cupania oblongifolia* Mart. O índice de Sorensen (1948 *apud* DURIGAN, 2009), calculado para verificar a semelhança florística entre as comunidades, foi de 64%. 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 de floresta avançada sem registro de interferência.

A diversidade média das áreas foi de 6,3 e 5,0 espécies/100m<sup>2</sup> para as florestas de 30 e 50 anos respectivamente, incluindo as morfo-espécies<sup>23</sup> que constituíram 7% (n=4). Esse resultado corrobora com o trabalho de Oliveira (1999) em que a floresta de 50 anos apresentou menor número de espécies do que a floresta de 25 anos, ambas regeneradas após abandono de roças tradicionais manejadas por comunidades caiçaras na Ilha Grande (RJ). É importante considerar, no entanto, que a amostragem do presente trabalho foi substancialmente menor do que se costuma amostrar em outros estudos fitossociológicos. A título de ilustração, no estudo citado, Oliveira (1999) utilizou uma amostragem quatro vezes maior (0,26 ha por área). Uma menor área amostral pode limitar a probabilidade de se levantar um número maior de espécies e/ou, conforme será demonstrado adiante, existe a possibilidade de as parcelas terem sido alocadas em uma área onde há predominância de determinada espécie, o que pode ou não representar a comunidade como um todo.

Levando em conta as devidas limitações do presente estudo, um dos argumentos do autor é de que a área de 25 anos consistiria em um quadro intermediário que incorpora um maior número de espécies pioneiras e secundárias iniciais. Se observarmos a distribuição das espécies por categorias sucessionais, o argumento parece igualmente válido para o presente estudo (figura 40).

---

<sup>23</sup> Espécies que não puderam ser determinadas em nenhum nível taxonômico



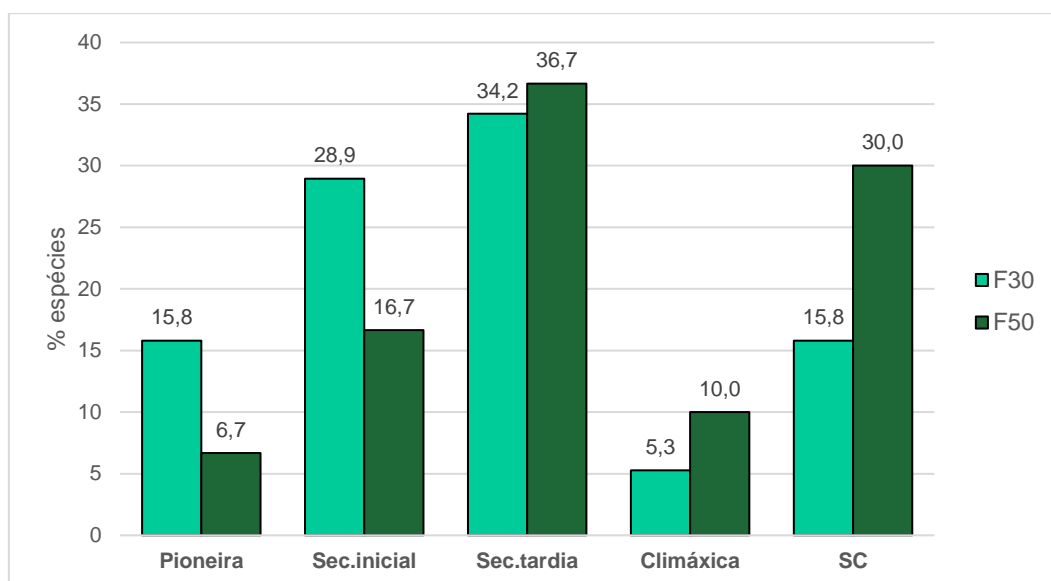


Figura 40. Porcentagem de espécies por categoria sucessional nas florestas de 30 e 50 anos. SC – sem classificação.

De maneira geral, em ambas as áreas predominaram espécies secundárias tardias, ainda que a porcentagem de espécies sem classificação tenha sido relativamente alta na floresta de 50 anos. A floresta de 30 anos apresentou porcentagens consideravelmente superiores de espécies pioneiras e secundárias iniciais em relação à floresta de 50 anos. Se considerarmos valores absolutos, o número de espécies secundárias tardias e climáticas na floresta de 30 anos (13 e 2 respectivamente) não diferiu tanto da floresta de 50 anos (11 e 3). Esses resultados reforçam o argumento de que a floresta de 30 anos consistiria num quadro intermediário, com maior número de espécies pela maior presença de espécies pioneiras e secundárias iniciais comentado anteriormente. Além disso, a floresta de 30 anos apresentou maior número de árvores mortas em pé, o que pode demonstrar também um processo de substituição das espécies com ciclo de vida curto (pioneiras) que vão deixando a comunidade florestal. Nesse caso, o menor número de árvores mortas na floresta de 50 anos, aliado com a baixa presença das pioneiras indicaria que nessa área as pioneiras já teriam sido substituídas por espécies com ciclo de vida mais longo.

No entanto, alguns cuidados devem ser ressaltados na análise das duas comunidades. Em decorrência das dificuldades do monitoramento de uma mesma comunidade por longos períodos, muitos estudos da dinâmica das comunidades florestais baseiam-se em cronossequências, o que significa que são amostradas comunidades florestais em condições ambientais semelhantes, mas em locais

distintos, com diferentes idades, partindo-se do pressuposto de que o processo de sucessão seria o mesmo para todas as áreas (DURIGAN, 2009). Porém, se levarmos em conta o paradigma mais atualmente aceito de sucessão secundária, de que esse não é um processo determinista, que a sucessão pode seguir caminhos diferentes em uma mesma comunidade, sendo influenciada por eventos inesperados, como por exemplo um vendaval, as comparações diretas entre as duas comunidades devem contemplar essas ressalvas e considerar as áreas não necessariamente como um *continuum*, mas sim podendo apresentar características que se enquadrem num *continuum* dos processos sucessionais e outras que podem representar trajetórias sucessionais próprias.

Além disso, as duas áreas ainda são utilizadas pelos moradores do Quilombo, que muitas vezes extraem madeira para lenha, construção, para fazer cabo de ferramentas, ou seja, o processo sucessional dessas áreas está em constante mudança e dinamismo. Este uso ocasional, essencial para os usos eventuais da comunidade Quilombola, faz com que a formação florestal apresente uma relativa dependência com a mesma, no que se refere à sua composição e estrutura. Não se trata, portanto, de um processo sucessional onde operam tão somente fatores naturais como disponibilidade de propágulos, de dispersores, etc.

No que se refere às famílias mais representativas em abundância (número de indivíduos) na floresta de 30 anos, em ordem decrescente, foram Melastomataceae (15,6%), Arecaceae (12,5%), Rubiaceae (8,3%), Sapindaceae (8,3%) e Fabaceae (7,3%), que juntas correspondem a 52,1% dos indivíduos amostrados (figura 44). Em relação à riqueza de espécies (número de espécies), cinco famílias, cada uma com três espécies foram as mais representativas: Melastomataceae, Rubiaceae, Sapindaceae, Fabaceae e Meliaceae. No fragmento de 50 anos, as mais representativas em abundância (73,1% dos indivíduos amostrados) foram Moraceae (31,9%), Fabaceae (19,3%), Euphorbiaceae (11,8%), e Myrtaceae (10,1%) (figura 41) e em riqueza de espécies foi Myrtaceae, com 4 espécies, Euphorbiaceae e Rubiaceae, ambas com 3.

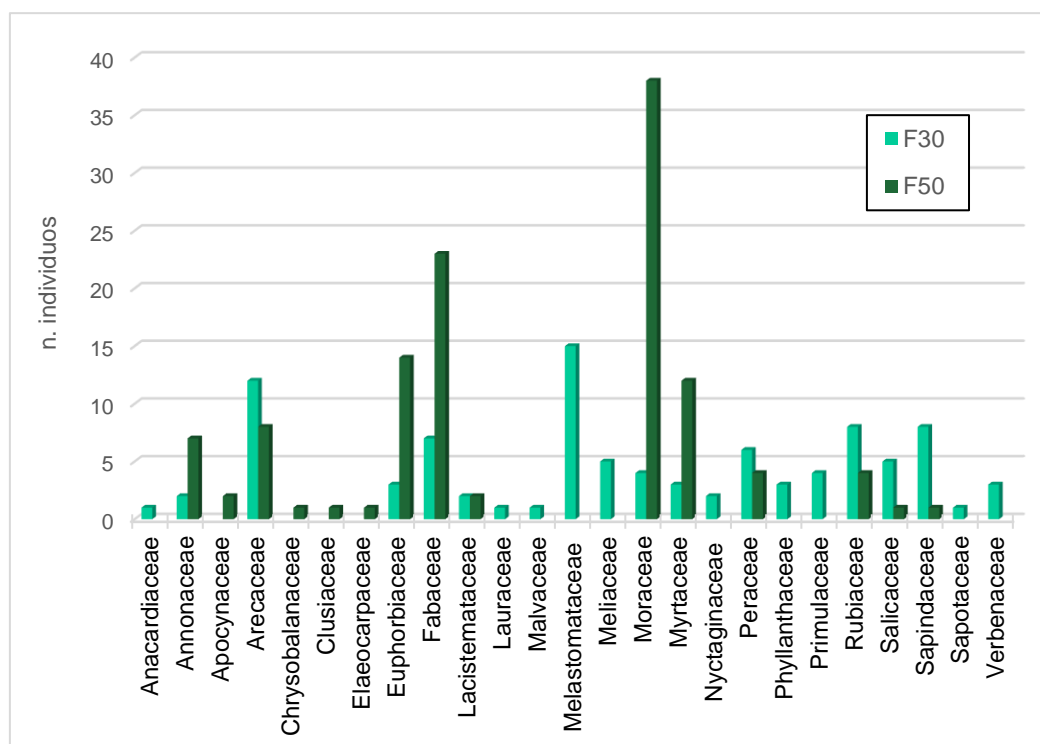


Figura 41. Distribuição dos indivíduos arbóreos amostrados em famílias.

De uma maneira geral, as famílias encontradas são representativas do sudeste do Brasil e foram encontradas em outros estudos na região, como na Ilha Grande (RJ) por Oliveira (1999) e Rosa (2013); em Ubatuba (SP) por Ramos *et al.* (2011); e no próprio município de Paraty por Silva (2011) e Fernandes (2011). Os dois últimos autores pesquisaram a vegetação regenerante ao redor das ruínas de antigos engenhos de aguardente e as famílias de maior riqueza de espécies foram Fabaceae e Lauraceae (SILVA, 2011); e Fabaceae, Myrtaceae e Melastomataceae (FERNANDES, 2011). A família das Lauraceae, ainda que bastante abundante nos estudos citados, foi pouco representativa no presente estudo, aparecendo apenas com uma espécie (*Nectandra membranacea* (Sw.) Griseb.) e um indivíduo na floresta de 30 anos.

As características gerais da vegetação amostrada em ambas as áreas estão apresentadas na tabela 22.

Tabela 22. Características gerais da vegetação nas áreas de estudo. CV - coeficiente de variação (%).

Característica		Floresta 30 anos	Floresta 50 anos
Área amostral (ha)		0,06	0,06
Indivíduos amostrados		110	130
Número de espécies		38	30
Densidade ind. (ind./ha)		1833,3	2166,7
Área basal (m <sup>2</sup> /ha)		29,4	38,3
Diâmetro (cm)	Médio (CV)	12,1 (55)	12,5 (61)
	Máximo	34,4	44,6
Altura (m)	Média (CV)	9,9 (64)	13,7 (45)
	Máxima	25	26
Árvores mortas (%)		11,8	5,4
Índice de Shannon (nats/ind.)		3,38	2,66
Índice de equabilidade de Pielou		0,93	0,78

A área basal na floresta de 30 anos se aproximou dos valores encontrados para a Mata Atlântica por Pessoa *et al.* (1997) de 27,9 m<sup>2</sup>/ha em floresta secundária de 30 anos em Macaé de Cima (RJ) e por Marchiori (2012) em floresta secundária de 35 anos no Parque Estadual da Serra do Mar (SP) (31,9 m<sup>2</sup>/ha). A floresta de 30 anos também se assemelhou à floresta de 120 anos estudada por Spolidoro (2001) em Valença (RJ) tanto na área basal (30 m<sup>2</sup>/ha) quanto na porcentagem de árvores mortas (13%) (tabela 25). Das três florestas de diferentes idades (5, 25, 50 anos) após agricultura de coivara estudadas por Oliveira (1999), a área basal da floresta de 30 anos apresentou valor intermediário entre a floresta de 25 anos (26,3 m<sup>2</sup>/ha) e a de 50 anos (32,4 m<sup>2</sup>/ha) encontrados pelo autor. Já a área basal da floresta de 50 anos se assemelhou aos valores encontrados por Tabarelli e Mantovani (1999) em floresta “sem registro de perturbação antrópica severa” em Cunha (SP), de 38,6 m<sup>2</sup>/ha e por Guedes-Bruni *et al.* (1997) em área avançada em Macaé de Cima (RJ), que encontrou área basal de 37,1 m<sup>2</sup>/ha.

Na tabela 23 são apresentadas algumas características estruturais encontradas em outros estudos em diferentes formações de Mata Atlântica, para efeitos de comparação com o presente trabalho.

Tabela 23. Parâmetros estruturais em diferentes formações de Mata Atlântica.

Local	Tipo de vegetação	Idade (anos)	Área Basal (m <sup>2</sup> /ha)	Densidade (ind./ha)	Diâmetro máx.(cm)	Altura máx. (m)	N. ind./ espécies	% árvores mortas	Área amostral (ha)	Fonte
Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ)	Floresta ombrófila densa submontana	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	
Macaé de Cima (RJ)	Floresta ombrófila densa montana	30	27,9	2217	90	31	14,12	11,8	1	Pessoa <i>et al.</i> , 1997
Macaé de Cima (RJ)	Floresta ombrófila densa montana	Avançada	37,1	2288	93,5	38	12,1	-	1	Guedes-Bruni <i>et al.</i> , 1997
Valença (RJ)	Floresta estacional semidecidual	60	15	1080	66,2	20	3,4	0,9	0,1	Spolidoro, 2001
		80	21	1720	54,1	20	6,4	2,3	0,1	
		120	30	1115	74,8	30	2,0	13	0,1	
Cunha (SP)	Floresta ombrófila densa montana	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	
Cunha (SP)	Floresta ombrófila densa montana	35	31,9	1704	108,2	35	11,1	1,9	1	Marchiori, 2012
Morretes (PR)	Floresta ombrófila densa submontana	13-15	21,7	1265	31,2	13	9,41	0,8	0,2	Guapyassú, 1994
		25	29,1	1695	43	16	7,46	0,3	0,2	
		Avançada	71,3	1405	175,1	19	6,9	3	0,38	
Paraty (RJ)	Floresta ombrófila densa submontana	30	29,4	1833	34,4	25	2,5	11,8	0,06	Presente estudo
		50	38,3	2167	44,6	26	4,1	5,4	0,06	

A distribuição dos indivíduos arbóreos por classes de diâmetro não apresentou grandes diferenças entre as áreas (F30 e F50), ainda que indivíduos com diâmetros maiores que 40 cm só tenham ocorrido na floresta de 50 anos (figura 42). Os três indivíduos com diâmetros maiores do que 40 cm e a maior densidade de indivíduos na floresta de 50 anos, ainda que sejam diferenças pequenas, são os fatores que, em conjunto, refletem a maior área basal da floresta de 50 anos em relação à floresta de 30 anos.

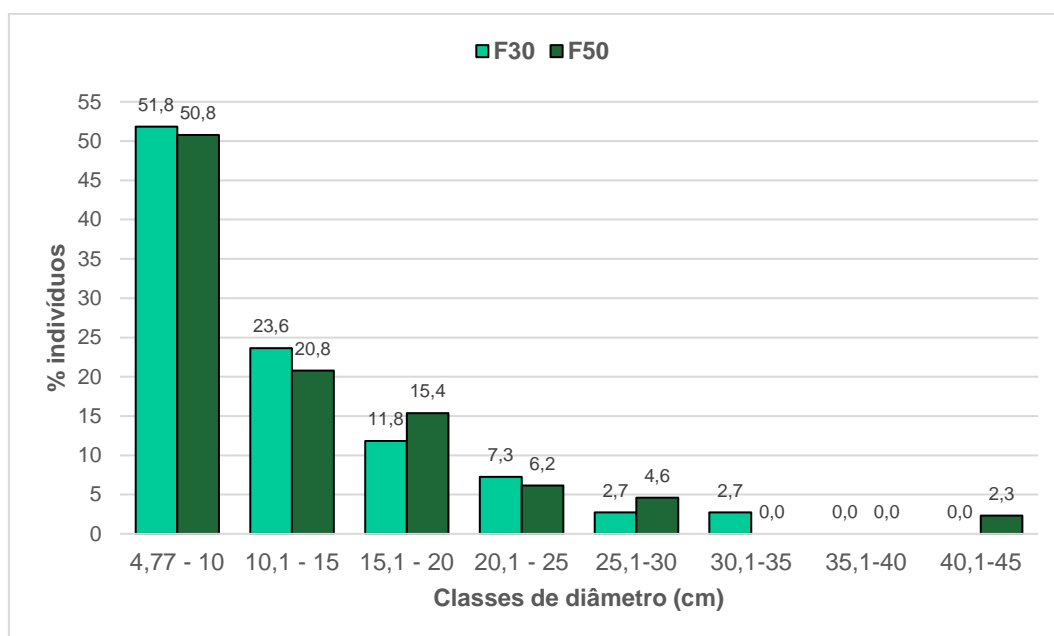


Figura 42. Distribuição da porcentagem de indivíduos arbóreos por classes de diâmetro nas florestas de 30 e 50 anos.

Os gráficos das figuras 43 e 44 mostram os indivíduos que apresentaram os maiores diâmetros e as respectivas espécies e grupos ecológicos de cada uma das áreas. É interessante notar que na floresta de 30 anos, mais da metade desses indivíduos correspondem a três espécies pioneiras, cada uma com dois indivíduos sendo elas: *Cytharexylum myrianthum* Cham., *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. e *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin (jacatirão). Segundo Oliveira (1999), o jacatirão é uma espécie indicadora de florestas secundárias que geralmente atinge os maiores Valores de Importância em formações secundárias iniciais e tardias. Em seu estudo, o jacatirão foi a árvore mais alta encontrada na floresta de 50 anos (30 m) e apresentou igualmente altos valores de diâmetro, tanto na floresta de 25 anos quanto na de 50.

Já na floresta de 50 anos, duas das espécies desse grupo não puderam ser identificadas, pela impossibilidade de serem alcançadas para coleta. Diferentemente da floresta de 30 anos, dos indivíduos identificados, na floresta de 50 anos nenhum deles correspondeu a espécies pioneiras.

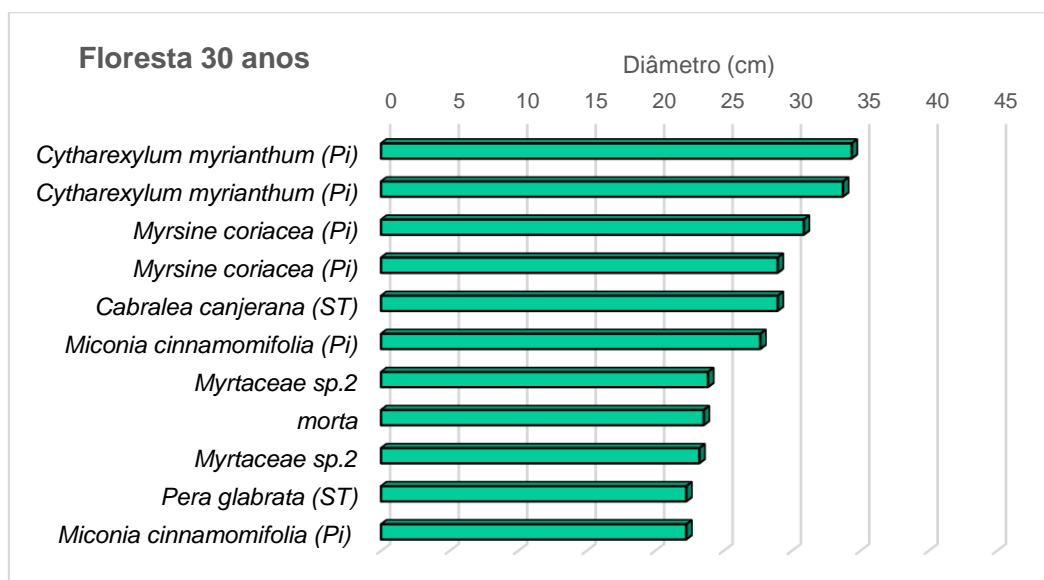


Figura 43. Indivíduos que apresentaram os dez maiores valores de diâmetro na Floresta de 30 anos.

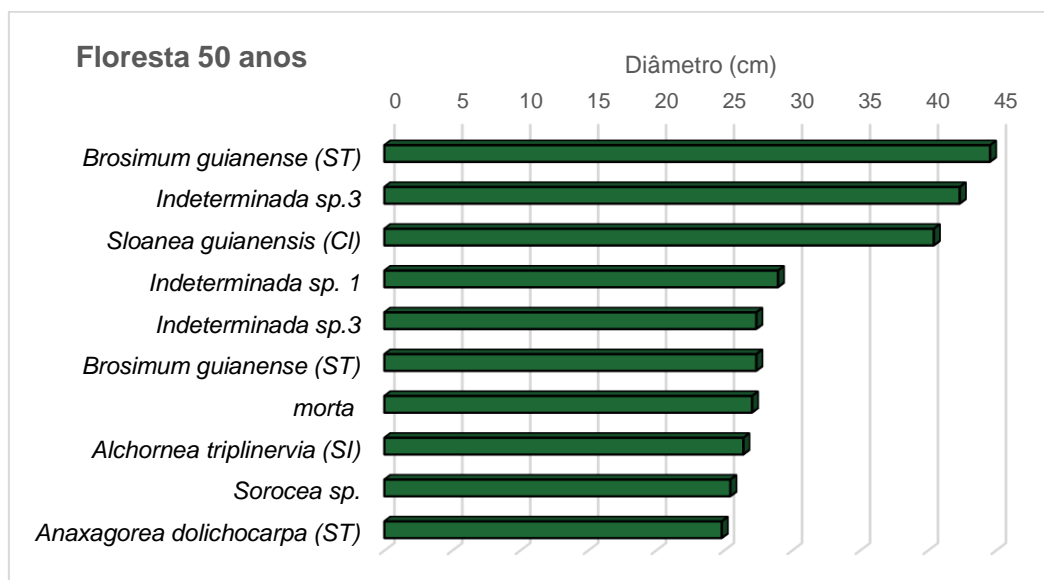


Figura 44. Indivíduos que apresentaram os dez maiores valores de diâmetro na Floresta de 50 anos.

Em ambas as áreas foram encontradas árvores mortas no grupo de indivíduos com os maiores diâmetros. Uma hipótese para isso é que esses indivíduos podem ter sido espécies pioneiras que encerraram seu ciclo de vida,

trazendo dinâmica para o processo sucessional e representando a substituição de espécies de ciclo de vida mais curtos para espécies com ciclo de vida mais longos.

Em relação à altura dos indivíduos, ambas apresentaram praticamente as mesmas alturas máximas. No entanto, pode-se observar uma maior concentração de indivíduos com até 9 metros na floresta de 30 anos em relação à floresta de 50 anos (figura 45). Isso pode ser melhor observado a partir da distribuição da frequência acumulada da porcentagem de indivíduos por altura, em que mais de 65% dos indivíduos da floresta de 30 anos possuem até 9 metros de altura, enquanto que na floresta de 50 anos, esse intervalo de altura corresponde a 35% (figura 46). É importante destacar que a abundância de árvores altas na comunidade ajuda a compor um dossel multi-estruturado, o que é relevante para a redistribuição de chuvas no interior da floresta.

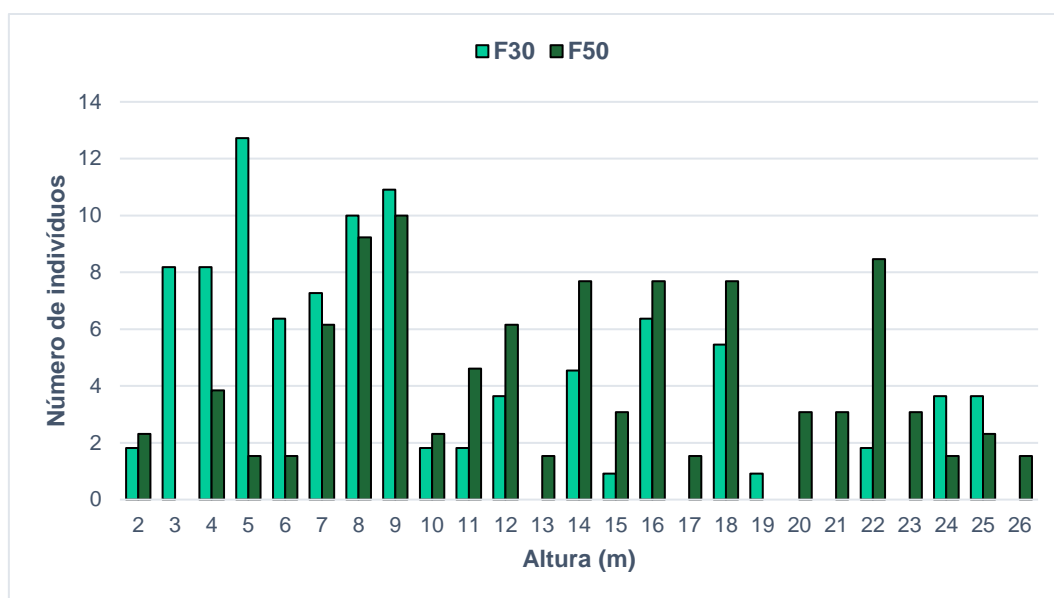


Figura 45. Distribuição dos indivíduos arbóreos nas florestas de 30 e 50 anos por altura (m).



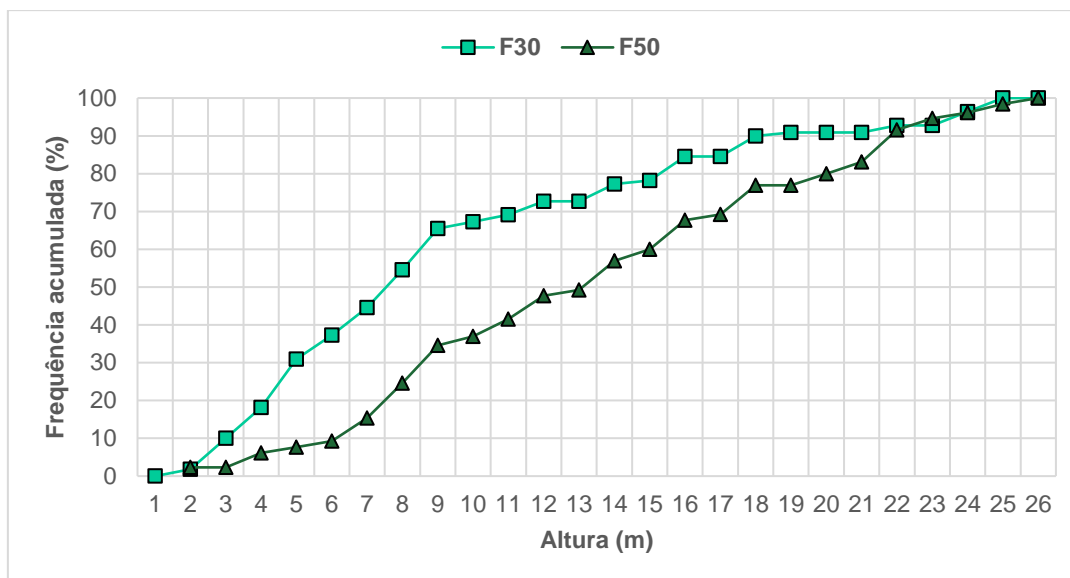


Figura 46. Frequência acumulada da porcentagem de indivíduos por altura nas florestas de 30 e 50 anos.

Os indivíduos emergentes e as espécies correspondentes para cada uma das áreas podem ser visualizados a partir das figuras 47 e 48. Assim como na distribuição dos maiores diâmetros, as espécies que apresentaram as maiores alturas na floresta de 30 foram as pioneiras, enquanto que na floresta de 50 anos foram as secundárias tardias. Interessante notar que a *Pera glabrata* (Schott) Baill. esteve presente nas duas áreas com a mesma altura (24 m), sendo a única espécie secundária tardia desse grupo de indivíduos mais altos na floresta de 30 anos. *Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth. que foi a mais alta da floresta de 50 anos é uma árvore tolerante à sombra, comum no interior de florestas avançadas como espécie indicadora do estrato superior de florestas climáticas e secundárias avançadas (DONHA, 2016).

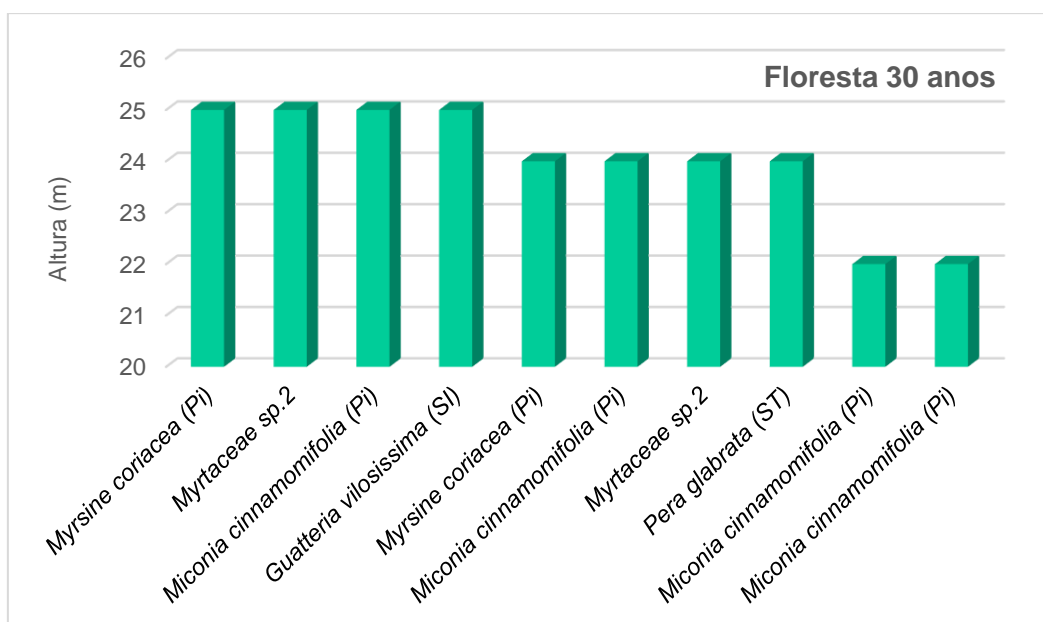


Figura 47. Indivíduos com as dez maiores alturas na floresta de 30 anos.

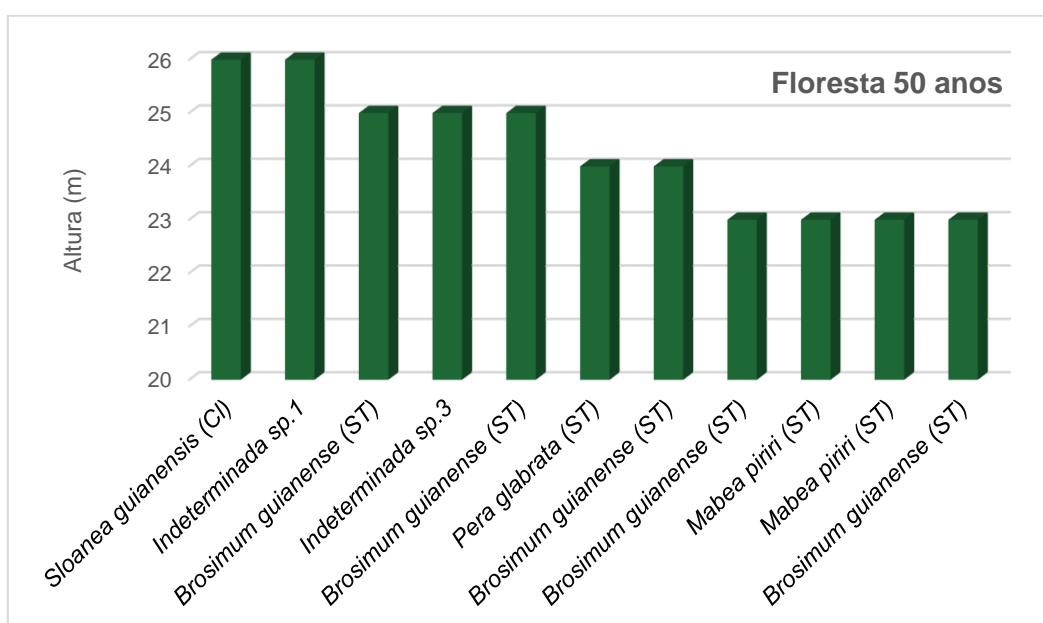


Figura 48. Indivíduos com as dez maiores alturas na floresta de 50 anos.

O índice de Shannon é um parâmetro bastante utilizado para medição da diversidade de espécies de uma comunidade, podendo ser aplicado para comparar florestas de diferentes locais, variando normalmente de 3,61 a 4,07 nats/ind.<sup>24</sup> em estudos na Mata Atlântica (ROSA, 2013). A diversidade é um reflexo de dois componentes: a riqueza de espécies (número de espécies) e a equabilidade (relacionada à contribuição numérica de cada espécie). O índice de equabilidade de

<sup>24</sup> Unidade utilizada para expressar a diversidade florística.

Pielou refere-se ao quão similar as espécies estão representadas na comunidade e é antagônico à dominância. Se todas as espécies tiverem a mesma representatividade, a equabilidade será máxima (MELO, 2008), sendo que os valores variam de 0 a 1.

É importante considerar, no entanto que esses índices sofrem influência do número de indivíduos amostrados e, conseqüentemente, do método e da área amostral, podendo resultar em valores diferentes para uma mesma comunidade (DURIGAN, 2009). Quanto maior a área, maior o número de espécies, o que limita a comparação de riqueza entre comunidades estudadas com diferentes esforços amostrais (MELO, 2008). Sendo assim, como já foi alertado anteriormente, esses índices devem ser vistos com ressalvas para o presente trabalho, principalmente quando comparados a outros estudos.

O índice de Shannon para a floresta de 30 anos foi de 3,88 nats/ind. e o da floresta de 50 anos foi de 2,66 nats/ind, e o índice de Pielou foi de 0,93 e 0,78 respectivamente. A tabela 24 apresenta índices de Shannon ( $H'$ ) e Pielou ( $J$ ) para outros estudos na Mata Atlântica, considerando suas respectivas áreas amostrais e número de indivíduos amostrados.

Tabela 24. Valores de índice de Shannon ( $H'$  - nats/ind) e equabilidade de Pielou ( $J$ ) em diferentes formações de Mata Atlântica.

Local	Idade	n.ind	Área (ha)	$H'$	$J$	Fonte
Ilha Grande (RJ)	5 anos	498	0,26	2,51	0,77	Oliveira (1999)
	25 anos	724	0,26	3,33	0,78	
	50 anos	591	0,26	3,10	0,75	
	Clímax	519	0,26	4,28	0,87	
Valença (RJ)	60 anos	108	0,1	3,02	0,87	Spolidoro (2001)
	80 anos	172	0,1	2,76	0,84	
	120 anos	115	0,1	3,74	0,92	
Cunha (SP)	35 anos	1.704	0,2	3,7	0,7	Marchiori (2012)
Paraty (RJ)	30 anos	97	0,06	3,88	0,93	Presente estudo
	50 anos	123	0,06	2,66	0,78	

A floresta de 30 anos apresentou valores bem próximos aos encontrados por Spolidoro (2001) para floresta de 120 anos em Valença (RJ) considerando também a proximidade dos valores da área amostral e número de indivíduos. Conforme já foi mencionado, os resultados encontrados pela autora para área basal e porcentagem de indivíduos mortos nessa área também foram bem próximos aos da floresta de 30 anos. Apesar da grande diferença de idade entre as duas áreas em questão, pode ser que a proximidade dos resultados seja em decorrência do histórico

do uso do solo. A área estudada por Spolidoro (2001), localizada no Vale do Paraíba tem histórico de cultivo de café. A autora não especifica a intensidade do uso passado, mas poderíamos supor que a proximidade com a área de 30 anos seja efeito de um uso mais intensivo, que poderia ter retardado a trajetória sucessional da área. Além disso, a área de 120 anos se insere na classificação de floresta estacional semidecidual, submetidas a menores valores de precipitação, outro fator importante (clima) que influencia nos processos de regeneração das florestas.

O alto valor do índice de equabilidade de Pielou para a floresta de 30 anos poderia ser explicado pelo alto número de espécies amostradas com apenas um indivíduo (15,5%) (tabela 26), enquanto o baixo índice de equabilidade na floresta de 50 poderia ser explicado pela alta dominância do *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber (tabela 27).

As tabelas a seguir apresentam os parâmetros fitossociológicos das duas áreas estudadas a partir da ordenação decrescente do Valor de Cobertura (VC) para cada espécie.

Tabela 25. Ordenação das espécies de acordo com o valor de cobertura (VC) na floresta de 30 anos. N = número de indivíduos, D.R = densidade relativa, DoR = dominância relativa.

Espécie	N	D.R	DoR	VC
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	6	6,19	11,2	17,4
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	3	3,1	13,2	16,3
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	11	11,34	4,3	15,6
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	4	4,12	10,7	14,8
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	7	7,22	5,6	12,8
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	6	6,19	5,8	12,0
<i>Matayba grandis</i> Radlk.	3	3,09	5,3	8,4
Myrtaceae sp.2	2	2,06	5,7	7,7
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	4,12	3,4	7,5
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	4	4,12	3,2	7,3
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão.	3	3,09	2,9	6,0
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	1,03	4,3	5,3
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	2	2,06	3,1	5,2
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	3	3,09	1,9	5,0
<i>Bathysa nicholsonii</i> K.Schum.	3	3,09	1,0	4,1
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	1	1,03	2,9	4,0
<i>Bathysa mendoncae</i> K.Schum.	3	3,09	0,7	3,8
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	3	3,09	0,7	3,8
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	3	3,09	0,6	3,7
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	2	2,06	1,4	3,4
Fabaceae sp.1	2	2,06	0,9	3,0

<b>Espécie</b>	<b>N</b>	<b>D.R</b>	<b>DoR</b>	<b>VC</b>
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	1	1,03	1,8	2,8
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	2	2,06	0,6	2,7
<i>Psychotria velloziana</i> Benth.	2	2,06	0,6	2,6
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	2	2,06	0,6	2,6
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	1,03	1,6	2,6
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2	2,06	0,4	2,5
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	1,03	1,3	2,3
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1	1,03	0,9	1,9
<i>Sorocea</i> sp.	1	1,03	0,8	1,8
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	1	1,03	0,7	1,8
<i>Guatteria vilosissima</i> A. St.-Hill.	1	1,03	0,4	1,5
<i>Trichilia casaretti</i> C.D.C.	1	1,03	0,4	1,4
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	1	1,03	0,4	1,4
Indeterminada sp. 5	1	1,03	0,3	1,3
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	1	1,03	0,2	1,2
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	1	1,03	0,2	1,2
Myrtaceae sp.3	1	1,03	0,1	1,2

Tabela 26. Ordenação das espécies de acordo com o valor de cobertura (VC) na floresta de 50 anos. N = número de indivíduos, D.R = densidade relativa, DoR = dominância relativa.

<b>Espécie</b>	<b>N</b>	<b>D.R</b>	<b>DoR</b>	<b>VC</b>
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	37	30,1	29,3	59,4
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	12	9,8	11,7	21,5
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	14	11,4	5,6	17,0
<i>Swartzia simplex</i> (Sw.) Spreng.	9	7,3	7,8	15,1
Indeterminada sp.1	2	1,6	9,3	10,9
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	4	3,3	4,1	7,4
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	7	5,7	1,2	6,9
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	1	0,8	6,0	6,8
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	4	3,3	2,5	5,8
<i>Calyptanthes</i> sp.	4	3,3	1,6	4,8
<i>Malouetia cestroides</i> (Nees ex Mart.) Müll.Arg.	2	1,6	2,5	4,1
Indeterminada sp.2	1	0,8	3,1	3,9
Annonaceae sp.1	3	2,4	1,1	3,5
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	0,8	2,5	3,4
<i>Sorocea</i> sp.	1	0,8	2,4	3,2
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	1	0,8	2,2	3,0
<i>Croton</i> sp.	1	0,8	1,9	2,7
Myrtaceae sp.4	2	1,6	0,9	2,6
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	2	1,6	0,8	2,5
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	2	1,6	0,4	2,1
<i>Myrcia</i> sp.	2	1,6	0,4	2,0
<i>Calyptanthes lucida</i> var. <i>polyantha</i> (O. Berg) D. Legrand	2	1,6	0,3	2,0
<i>Eugenia oblongata</i> var. <i>glabrata</i> O.Berg	2	1,6	0,3	1,9
Indeterminada sp.3	1	0,8	0,5	1,3

Espécie	N	D.R	DoR	VC
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	1	0,8	0,4	1,2
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) J. Presl.	1	0,8	0,3	1,1
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	0,8	0,3	1,1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0,8	0,2	1,1
<i>Rudgea macrophylla</i> Benth.	1	0,8	0,2	1,1
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	1	0,8	0,2	1,0

O valor de cobertura é a soma da densidade relativa<sup>25</sup> com a dominância relativa<sup>26</sup>. Ambos os valores são expressos em porcentagem, sendo 100 a soma total de cada um dos parâmetros e 200 a soma total do valor de cobertura. Com isso, temos que na floresta de 50 anos, um terço do valor de cobertura é dado pelo *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber (VC=59,4). Essa é uma espécie frequentemente encontrada nos estudos já citados, porém não com essa dominância. Conforme já mencionado, essa dominância pode ou não representar a comunidade como um todo, levando em consideração o esforço amostral realizado no presente trabalho.

Na floresta de 30 anos, os maiores valores de cobertura foram dados pela *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin e *Citharexylum myrianthum* Cham., principalmente em decorrência dos valores de dominância relativa, que poderia ser esperado, devido aos altos valores de diâmetro das duas espécies observados anteriormente.

É interessante observar os altos valores de densidade relativa da *Euterpe edulis* Mart., o palmito juçara, principalmente na área de 30 anos. Essa é uma espécie que já foi considerada ameaçada de extinção – atualmente é considerada vulnerável -, mas que tem ampla distribuição na região, tendo sido encontrada por Oliveira (1999) na Ilha Grande, e por Silva (2011) e Fernandes (2011) em Paraty.

Sobre essa mesma espécie, uma percepção que se teve ao longo da pesquisa, vinda de conversa informal com os moradores é de que existe um certo orgulho da juçara. Essas falas foram no sentido de ressaltar que a espécie é nativa da Mata Atlântica, de que serve de alimento para diversos pássaros. Parece haver uma certa admiração e talvez até uma certa identificação com a juçara. O morador que falou sobre os pássaros, disse ainda que gosta de se sentar próximo à juçara só para ficar observando-os.

<sup>25</sup> número de indivíduos da espécie em relação ao total

<sup>26</sup> soma da área basal da espécie em relação à soma da área basal de todos os indivíduos

### 3.4.4.2

#### Caracterização da agrofloresta

Na tabela 27 estão representados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) maior que 5 cm em 0,06 ha ao redor dos sensores de umidade e seus respectivos nomes locais. Além das espécies arbóreas, também estão presentes na área indivíduos de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), abacaxi (*Ananas comosus* (L.) Merrill) e espécies herbáceas, principalmente *Brillantaisia* sp.

Tabela 27. Número de indivíduos por espécie na agrofloresta.

Espécie	Vernáculo	N. ind.	D.R	DoR
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Juçara	38	41,3	20,5
<i>Bactris</i> spp.	Pupunha	31	33,7	38,2
<i>Pseudopiptadenia inaequalis</i> (Benth.) Rauschert	Espinheira	6	6,5	14,5
<i>Annona mucosa</i> Jacq.	Condessa	2	2,2	1,4
<i>Pleroma granulorum</i> (Desr.) D. Don	Chorão	3	3,3	14,3
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	2	2,2	1,3
<i>Theobroma cacao</i> L.	Cacau	2	2,2	0,8
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Araribá	3	3,3	3,3
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	2	2,2	3,1
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Xixá	1	1,1	0,7
<i>Cestrum axillare</i> Vell	Piloteira	1	1,1	0,6
<i>Persea americana</i> Mill.	Abacate	1	1,1	1,3
<b>Total de indivíduos</b>		92		

Os indivíduos predominantes são os palmitos, o nativo da Mata Atlântica (juçara, *Euterpe edulis* Mart.) e o nativo da Amazônia (pupunha, *Bactris* spp.). Das juçaras presentes na área, algumas foram plantadas, enquanto outras são remanescentes. A juçara sempre esteve ligada às comunidades tradicionais da região, que extraíam o palmito para alimentação, utilizavam o caule para emadeiramento das paredes de casas e telhados e as folhas para cobertura de casas (SANSOLO *et al.*, 2021). Ainda que seja abundante na região, por ser uma espécie ameaçada, o corte da juçara é proibido. Em 2006, o Instituto de Permacultura e Ecovilas da Mata Atlântica (IPEMA) deu início a um projeto de formação com as comunidades caiçaras de Ubatuba (SP) para o manejo sustentável da juçara e desde então vem desenvolvendo outros projetos com as comunidades locais, voltados à:

divulgação e expansão da utilização dos frutos da palmeira juçara para produção de polpa alimentar e seu uso na culinária; consolidação de sua cadeia produtiva, por meio da difusão do manejo sustentável da juçara para geração de renda, associada a atividades de recuperação da espécie e da Mata Atlântica; e a reconversão produtiva de áreas, contribuindo com a fixação de carbono. (IPEMA, acesso em 2021, online)<sup>27</sup>

Novos conhecimentos são, assim, incorporados aos conhecimentos tradicionais do manejo da mata e da roça. Com isso também, a pupunha entrou como uma alternativa ao palmito da juçara. O palmito pupunha é uma espécie nativa da América Tropical, muito utilizada por grupos indígenas da Amazônia, onde e pelos quais provavelmente ocorreu seu processo de domesticação (GAZEL FILHO & LIMA, 2001). As vantagens produtivas da pupunha são relacionadas ao seu crescimento rápido, podendo ter seu primeiro corte de um ano e meio a dois anos após o plantio, além de crescer em touceiras, assim, após o corte da planta mãe, novos indivíduos se desenvolvem sem necessidade de replantio. Na área estudada, a pupunha produzida é frequentemente comercializada com o restaurante do Quilombo.

Outras espécies presentes, como a *Pseudopiptadenia inaequalis* (Benth.) Rauschert (espinheira) e *Pleroma granulosum* (Desr.) D. Don - que localmente é chamada de chorão, mas é normalmente conhecida como quaresmeira - são espécies nativas, que foram poupadas do corte e estão entre os maiores indivíduos da área, ambas apresentando aproximadamente 14% de dominância relativa (tabela 27; figura 49). A área basal da área foi de 18,2 m<sup>2</sup>/ha, com uma densidade de 1533,3 indivíduos por hectare. A figura 49 mostra a relação entre diâmetro e altura de todos os indivíduos divididos por espécies na área levantada. As espécies espontâneas, que não foram plantadas estão representadas por triângulos e os círculos referem-se às espécies introduzidas por plantio direto. Exceção se dá com a juçara, visto que há indivíduos plantados, outros espontâneos.

<sup>27</sup> <http://ipemabrazil.org.br/projetos/>



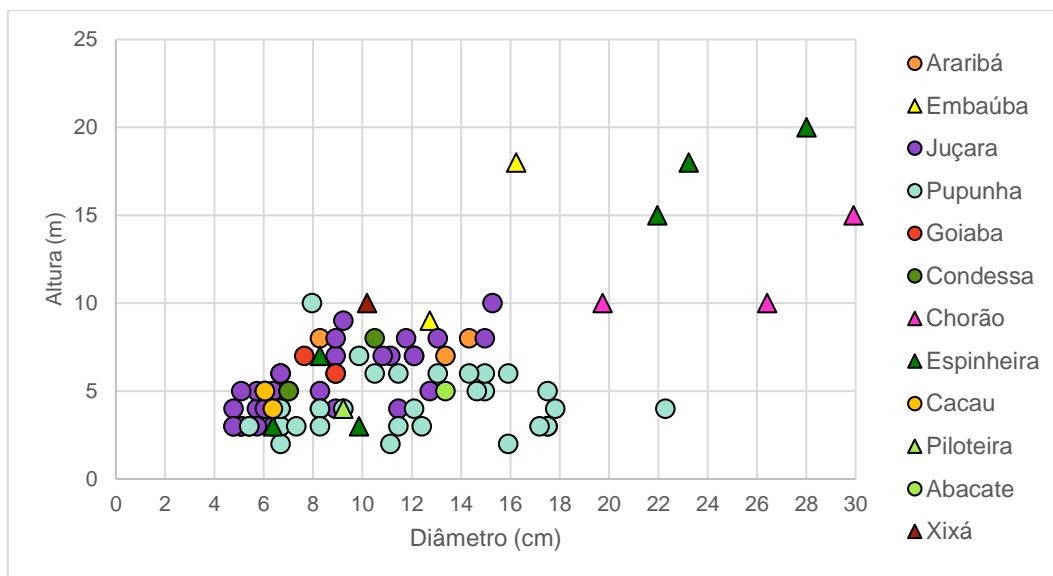


Figura 49. Altura e diâmetro dos indivíduos arbóreos na área da agrofloresta.

Outro fato interessante sobre o manejo local é a disponibilidade de recursos para a fauna. Além dos pássaros que se alimentam da juçara, outros animais se alimentam das espécies produzidas. Ao longo do período da pesquisa, não foram raras as vezes em que foram encontrados indivíduos predados, como a mandioca, o próprio pupunha e abacaxi (figura 50).



Figura 50. Predação nas áreas manejadas.

A disponibilidade de recursos para a fauna fortalece redes de interações ecossistêmicas e contribuem para a dispersão de sementes e para o aumento da diversidade, tanto no local, como nas áreas adjacentes.

A área é também dominada por uma herbácea, a *Brillantaisia* sp., espécie exótica que segundo moradores locais é recente na área (cerca de cinco anos). Ela tem crescimento rápido e facilmente se espalha e cobre o solo (figura 51).



Figura 51. Cobertura do solo por *Brillantaisia* sp. na agrofloresta, espécie exótica de chegada recente à região.

Frequentemente os moradores manejam a espécie com roçadeira e deixam-na sobre o solo, o que pode contribuir com o aumento da matéria orgânica e proteção do solo.

#### **3.4.5 Interceptação**

Os dados referentes ao atravessamento (At) das florestas de 30 (F30) e de 50 anos (F50) correspondem ao período de 16/09/2018 a 31/10/2019. Nesse período, foram realizadas 36 coletas, das quais duas foram desconsideradas pela inconsistência dos dados devido aos altos acumulados de chuva e a possibilidade de ter havido transbordamento dos reservatórios. Os valores da precipitação

acumulada e do atravessamento por área para cada coleta estão apresentados na figura 52.

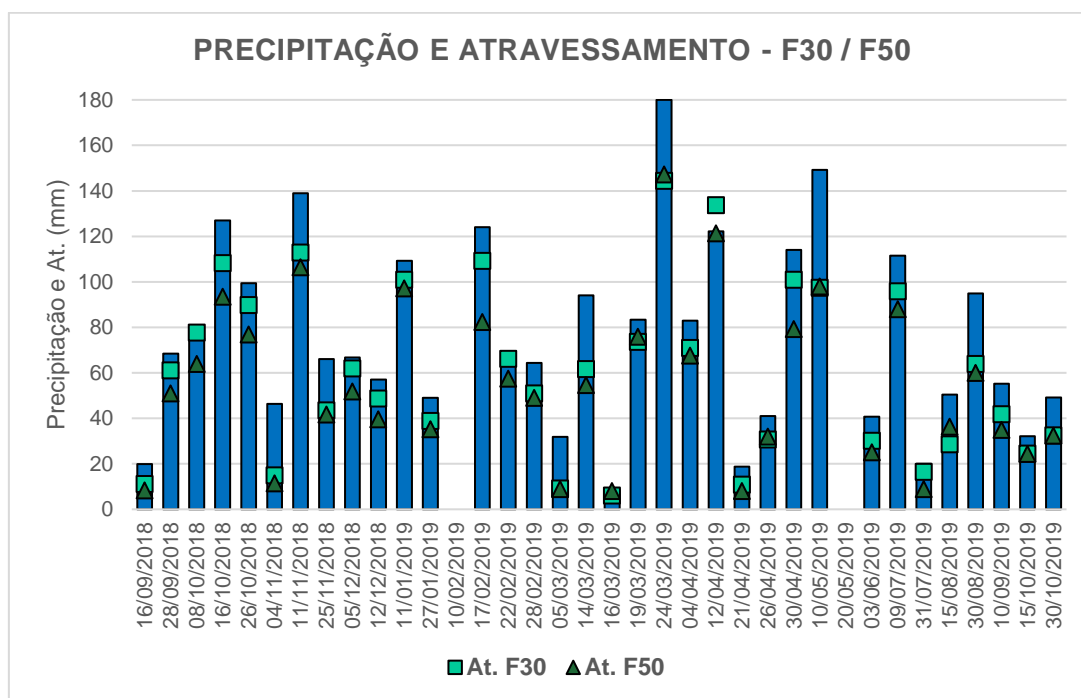


Figura 52. Precipitação (barras azuis) e atravessamento nas florestas de 30 e 50 anos entre setembro de 2018 e outubro de 2019).

A precipitação total do período (set/2018-out/2019) foi de 2556,4 mm, da qual 2070,8 mm (81%) atravessou o dossel da floresta de 30 anos e 1877,2 mm (73,4%) atingiu as calhas da floresta de 50 anos, o que desconsiderando os valores de fluxo de tronco correspondem a intercepções de 19% e 26,6% respectivamente.

O coeficiente de variação (CV) médio de todas as medições dos três reservatórios para cada área foi de 8,6% (F30) e 7,6% (F50). Os baixos valores de CV entre os reservatórios podem ser atribuídos à capacidade das calhas de reduzirem a variabilidade espacial do atravessamento em comparação com as medições a partir de coletores individuais (CUARTAS *et al.*, 2007).

A relação entre os acumulados de chuva no período entre coletas e o atravessamento em termos percentuais correspondente nas duas áreas de estudo encontra-se representada no gráfico a seguir (figura 53).

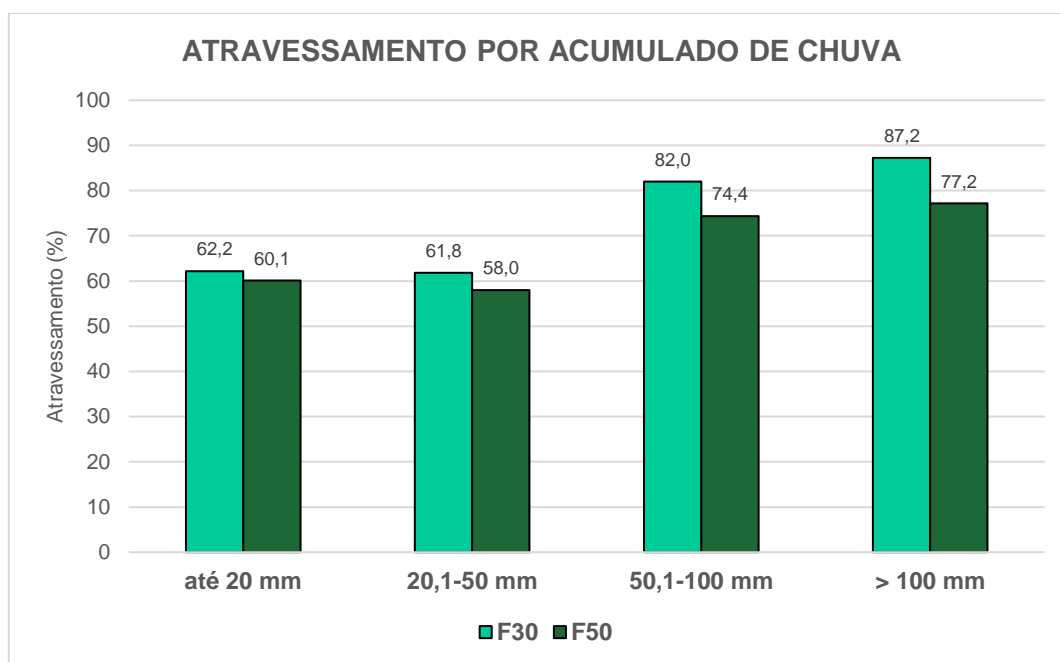


Figura 53. Atravessamento médio (%) por acumulado de chuva no período de setembro/2018 a outubro/2019.

De forma geral, o atravessamento na floresta de 30 anos foi maior do que na de 50 anos em todos os acumulados de chuva, em consistência com outros estudos que demonstraram um aumento da interceptação com o avanço do estágio sucessional das florestas (OLIVEIRA, 1999; ZAÚ *et al.*, 2007; CALVO-ALVARADO *et al.*, 2012) (tabela 28). Assim como também já foi constatado em outros estudos (MOURA *et al.*, 2009), o atravessamento tendeu a ser maior nas chuvas mais intensas, que costumam reduzir a capacidade de interceptação pela vegetação.

Tabela 28. Valores de interceptação (%) em florestas tropicais. \*valores para dois anos de estudo

Floresta	Localização	Estágio	Precip. média anual (mm)	Interceptação (%)	Referência
Ombrófila densa (Mata Atlântica)	Maciço da Tijuca, RJ	Secundária inicial Secundária tardia	2.300	7,6 18,7	Zaú <i>et al.</i> (2007)
Tropical úmida	Parque Nacional Guanacaste, Costa Rica	Secundária (17 anos) Secundária (25-35 anos) Madura	2.192	16 19 25	Calvo-Alvarado <i>et al.</i> (2012)
Tropical úmida montana	Kilimanjaro, Tanzânia	Clareira Secundária tardia Madura	2.300	3 / 9 * 27 / 32 * 18 / 30 *	Schrumpf <i>et al.</i> (2011)
Ombrófila densa submontana (Mata Atlântica)	Maciço da Pedra Branca, RJ	Secundária inicial Borda (transição) Secundária avançada	1.187	6 11 25	Togashi (2011)
Tropical úmida de terra firme	Amazônia oriental, Pará	-	1.960	21	Oliveira <i>et al.</i> (2008)
Ombrófila densa submontana (Mata Atlântica)	Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ	Secundária inicial (5 anos) Secundária (25 anos) Climáxica	1.975	27,7 28,9 58,6	Oliveira (1999)
Ombrófila densa	Aracruz, Espírito Santo	Secundária	1.350	24	Almeida e Soares (2003)
Ombrófila densa	Bahia	Secundária	1.550	12,6	Santos (2007)
Ombrófila densa (Mata Atlântica)	Cunha, SP	Secundária	2.240	18,6	Arcova <i>et al.</i> (2006)
Ombrófila densa (Mata Atlântica)	Maciço da Tijuca, RJ	Secundária	2.300	11	Coelho Netto (1985)
Ombrófila densa (Mata Atlântica)	Paraty (RJ)	Secundária (30 anos) Secundária (50 anos)	2231	19 26,6	Presente estudo

Os gráficos a seguir mostram a correlação entre precipitação e atravessamento para as duas áreas de estudo (figura 54). É importante ressaltar que os valores de precipitação correspondem à acumulados de chuva de intensidades diferentes. Ainda assim, pode-se considerar uma boa correlação em ambas as áreas ( $R^2 > 0,91$ ).

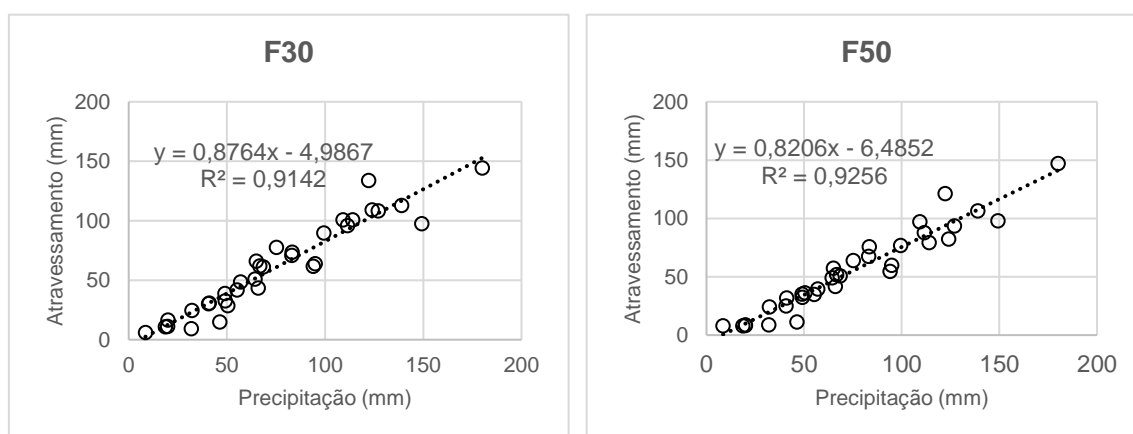


Figura 54. Correlação entre precipitação e atravessamento na floresta de 30 anos (F30) e na floresta de 50 anos (F50).



É interessante notar que a floresta de 50 anos tendeu a interceptar mais as chuvas maiores do que a floresta de 30 anos, o que pode ser visualizado de forma mais clara a partir do gráfico de interceptação (figura 55).

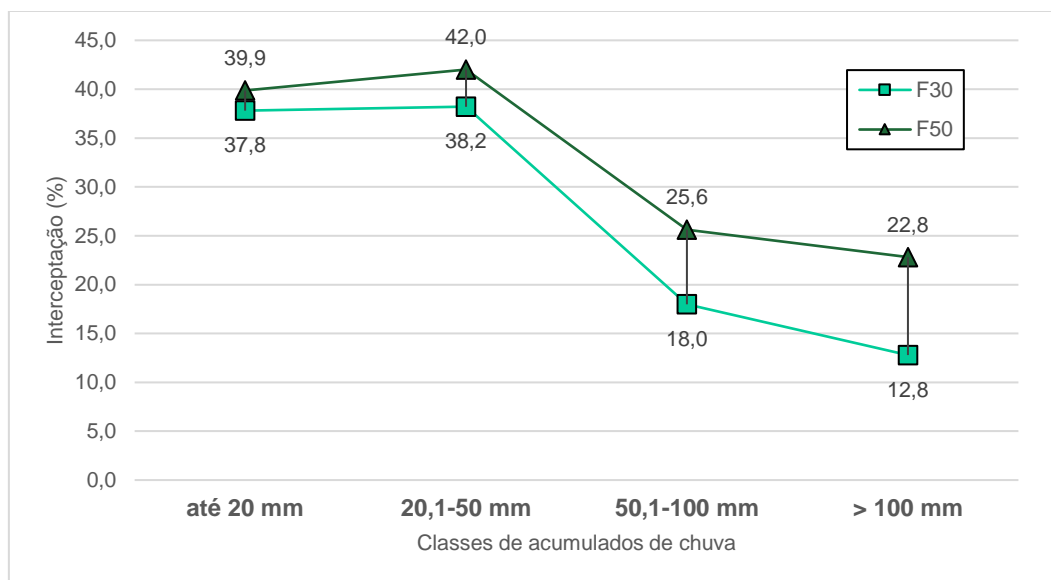


Figura 55. Interceptação média (%) por classes de acumulados de chuva nas florestas de 30 (F30) e 50 anos (F50).

Além da redução considerável na interceptação das duas áreas em função dos acumulados de chuva, marcada pela transição da classe de 20-50 mm para a de 50-100 mm, nos acumulados até 50 mm as duas áreas tiveram valores de interceptação próximos, enquanto que a diferença dos valores entre as áreas aumentou com o aumento da chuva.

Ainda que fossem necessários mais dados para verificar essas tendências, uma hipótese para essa variação pode estar relacionada à estrutura da vegetação, uma vez que a área basal e a densidade de indivíduos arbóreos foi maior na floresta de 50 anos em comparação com a de 30, além da floresta de 50 anos ter apresentado uma maior distribuição dos indivíduos por altura, resultando em uma maior estratificação do dossel que poderia ser capaz de interceptar mais as chuvas mais intensas.

### 3.4.6

#### Capacidade de retenção hídrica da serrapilheira

Os valores de biomassa da serrapilheira coletada nas três áreas de estudo estão apresentados na tabela 29. Como era de se esperar, devido, principalmente, às diferenças na densidade de indivíduos arbóreos, a agrofloresta apresentou valores significativamente ( $p < 0,001$ ) inferiores de acúmulo de serrapilheira sobre o solo do que ambas as áreas de floresta, que não diferiram significativamente entre si. O maior valor médio e máximo, assim como as maiores variações (DP e CV) de biomassa seca se deram na floresta de 50 anos.

Tabela 29. Valores mínimos, máximos, média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da biomassa seca de serrapilheira acumulada sobre o solo nas áreas de estudo. Valores com a mesma letra não indicam diferença significativa ( $p < 0,001$ ) pelo teste Kruskal-Wallis.

	Mín.(g/m <sup>2</sup> )	Máx. (g/m <sup>2</sup> )	Média (g/m <sup>2</sup> )	DP	CV (%)
AF	142,7	766,4	334,9 <sup>a</sup>	161,5	48,2
F30	502,5	1116,2	859,8 <sup>b</sup>	193,4	22,5
F50	512,2	2322,2	898,6 <sup>b</sup>	508,6	56,6

Já em relação à capacidade de retenção hídrica (CRH) da serrapilheira em relação ao seu peso seco, não houve diferenças significativas ( $p < 0,001$ ) entre as três áreas (tabela 30).

Tabela 30. Capacidade média de retenção hídrica (CRH) da serrapilheira, desvio padrão, e coeficiente de variação. Valores com a mesma letra não indicam diferença significativa ( $p < 0,001$ ) pelo teste Kruskal-Wallis.

	CRH (%)	DP	CV (%)
AF	188,6 <sup>a</sup>	47,6	25,3
F30	182,5 <sup>a</sup>	44,7	24,5
F50	191,8 <sup>a</sup>	21,2	11,1

O maior valor encontrado foi na floresta de 30 anos (316,9%), representado, no entanto, por uma amostra *outlier* (figura 56). Desconsiderando essa amostra, a agrofloresta apresentou tanto os menores valores quanto os maiores, tendo uma maior variação entre as amostras, tendência que se inverteu na floresta de 50 anos.

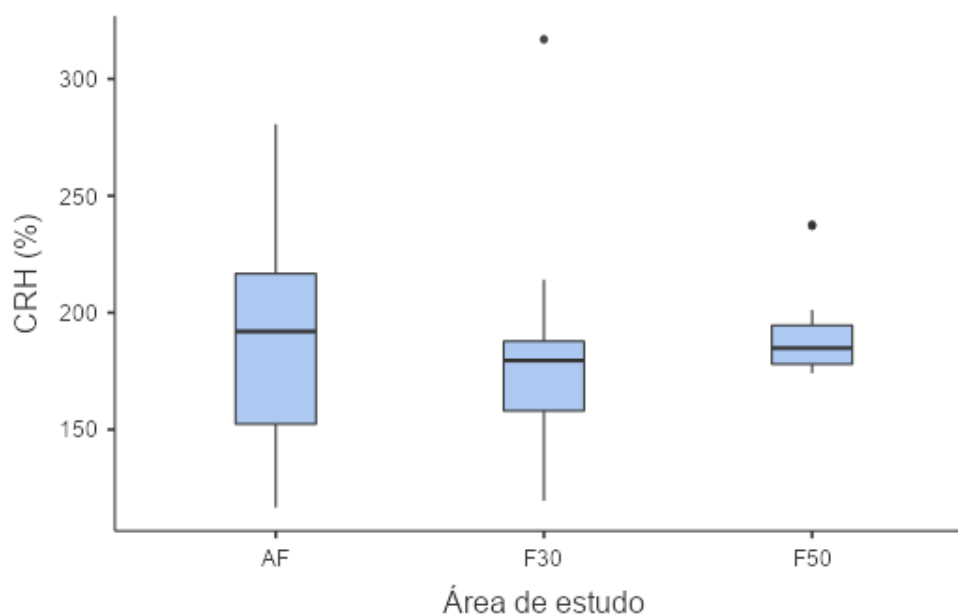


Figura 56. *Boxplot* dos valores de capacidade de retenção hídrica (CRH) da serrapilheira. A linha horizontal interna das caixas representa a mediana; as inferiores e superiores correspondem aos primeiros e terceiros quartis respectivamente; extremidades das linhas verticais representam os maiores e menores valores amostrados; os pontos correspondem às amostras de valores discrepantes em relação ao resto do conjunto amostral (*outliers*).

Os valores médios encontrados para as três áreas foram inferiores a valores médios encontrados por outros autores. Comparando uma floresta em estágio inicial com uma madura, Tirelli (2015) encontrou percentuais médios de 221,5% e 233,1% respectivamente, enquanto Matheus (2015) encontrou valores de 249% e 203% para duas florestas com predomínio de espécies pioneiras e secundárias iniciais com idades distintas, uma de 17 e outra de 32. Ainda que os valores encontrados tenham sido menores do que os normalmente encontrados na literatura (>200%) a capacidade de retenção hídrica da serrapilheira no presente estudo ainda assim é alta, principalmente se considerarmos os altos valores de biomassa seca nas florestas de 30 e 50 anos, constituindo uma importante reguladora hidrológica ao inibir o escoamento superficial e favorecer a infiltração da água no solo (COELHO NETTO, 1985).

### 3.4.7 Propriedades físicas do solo

#### 3.4.7.1 Granulometria



Os gráficos a seguir (figura 57) apresentam os resultados dos ensaios de granulometria sem uso de dispersor e defloculante para as três áreas de estudo. É curioso notar, que ao contrário de outros estudos realizados com a mesma metodologia, a fração argila apareceu na agrofloresta nas profundidades de 20 e 50 cm (com 9% e 11% respectivamente) e na floresta de 50 anos na profundidade de 80 cm (2%). O objetivo dessa metodologia modificada é uma maior fidelidade dos resultados da granulometria com o comportamento dos grãos em situação de campo, em que a argila costuma estar agregada, aparecendo enquanto frações maiores, como silte e areia fina (MARQUES, 2016). Silva (2014) comparou a composição granulométrica em amostras ensaiadas com e sem defloculante e dispersor e observou que os percentuais que mais sofriam alteração eram os de silte e argila, sendo que nos ensaios sem defloculante e dispersor, a argila apresentou valores nulos. Esse resultado também foi observado por Leal (2012), Fraga (2014) e Marques (2016), nos quais em nenhum dos ensaios feitos com a metodologia modificada foram observados valores de argila.

Uma possível hipótese para o aparecimento da fração argila nos ensaios mencionados (AF- 20 e 50 cm; F50 – 80 cm) seria que o conteúdo de argila nessas amostras pode ter sido alto e uma parte se desagregou e apareceu nos resultados dos ensaios. Se considerarmos que a argila é um importante componente de agregação das partículas do solo (GUERRA, 1990), ao observarmos os resultados da estabilidade dos agregados na agrofloresta (>90%) que será apresentado em seguida, essa é uma hipótese que poderia ser levantada. No entanto, essa constatação só seria possível com novos ensaios com dispersor e defloculante e com a comparação dos resultados dos ensaios sem dispersor e sem defloculante.

De maneira geral, a fração de maior representatividade nas florestas de 30 e 50 anos foi a areia (média e grossa) em todas as profundidades na floresta de 50 anos e nas duas primeiras profundidades da floresta de 30 anos (20 e 50 cm). Nas profundidades subsequentes da floresta de 30 anos (80 e 120 cm), frações mais finas apresentaram os segundos maiores percentuais, sendo areia fina em 80 cm e silte em 120 cm. Na agrofloresta a fração de areia fina predominou até 80 cm, seguida de areia média, enquanto que na profundidade de 120 cm predominou silte seguido de areia fina.

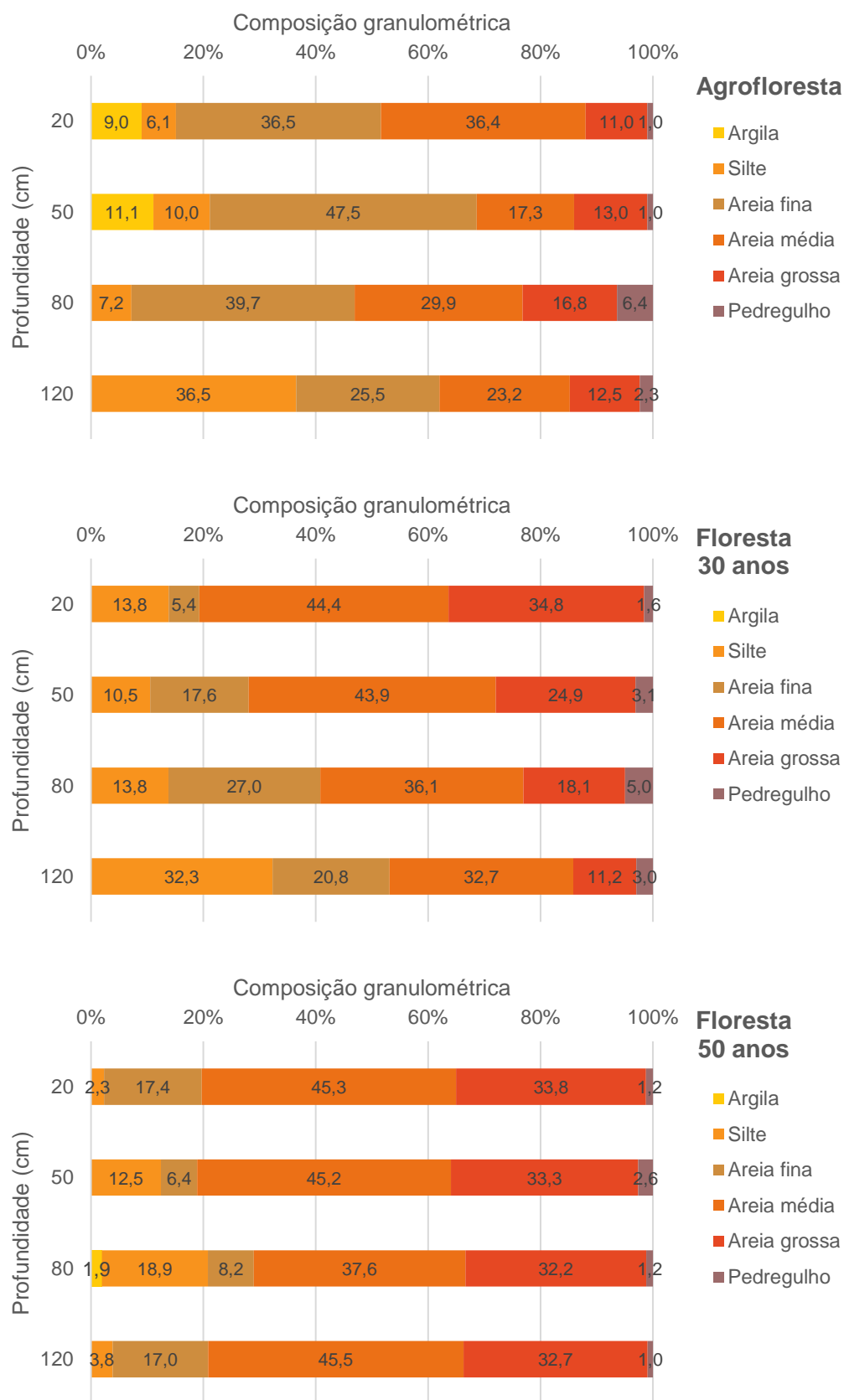


Figura 57. Composição granulométrica (%) das três áreas de estudo: argila (<0,005 mm); silte (0,005-0,05 mm); areia fina (0,05-0,42 mm); areia média (0,42-2 mm); areia grossa (2,0-4,8 mm); pedregulho (>4,8 mm).

A agrofloresta e a floresta de 30 anos apresentaram as mesmas classes texturais para as mesmas profundidades, sendo areia franca até 80 cm e franco arenosa aos 120 cm. Na floresta de 50 anos as profundidades de 20 cm e 120 cm se enquadraram em arenosa e nos 50 cm e 80 cm em areia franca (tabela 31).

Tabela 31. Granulometria e classes texturais das áreas de estudo.

<b>Agrofloresta</b>					
Prof. (cm)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Pedregulho (%)	Classe textural
20	9,0	6,1	83,9	1,0	Areia franca
50	11,1	10,0	77,9	1,0	Areia franca
80	0,0	7,2	86,4	6,4	Areia franca
120	0,0	36,5	61,2	2,3	Franco arenosa
<b>Floresta 30 anos</b>					
Prof. (cm)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Pedregulho (%)	Classe textural
20	0,0	13,8	84,6	1,6	Areia franca
50	0,0	10,5	86,4	3,1	Areia franca
80	0,0	13,8	81,2	5,0	Areia franca
120	0,0	32,3	64,7	3,0	Franco arenosa
<b>Floresta 50 anos</b>					
Prof. (cm)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Pedregulho (%)	Classe textural
20	0,0	2,3	96,5	1,2	Arenosa
50	0,0	12,5	84,9	2,6	Areia franca
80	1,9	18,9	78,0	1,2	Areia franca
120	0,0	3,8	95,2	1,0	Arenosa

### 3.4.7.2 Agregados

Conforme adiantado na seção anterior, a agrofloresta apresentou as maiores porcentagens de macroagregados maiores que 2 mm em todas as profundidades (figura 58). Na floresta de 50 anos nota-se a redução gradativa dos agregados maiores em decorrência do avanço da profundidade. Esse comportamento foi igualmente observado por Marques (2016), o que poderia ser atribuído ao maior conteúdo de matéria orgânica e influência das raízes nas profundidades superiores. Na floresta de 30 anos, a redução dos agregados maiores com o avanço da profundidade pode ser observada na transição dos 20 cm para os 50 cm. No entanto, aos 80 cm há um aumento considerável dos agregados maiores, enquanto nos 120 cm, os agregados maiores voltam a apresentar valores similares aos 50 cm com um claro aumento de microagregados de 0,125 mm.

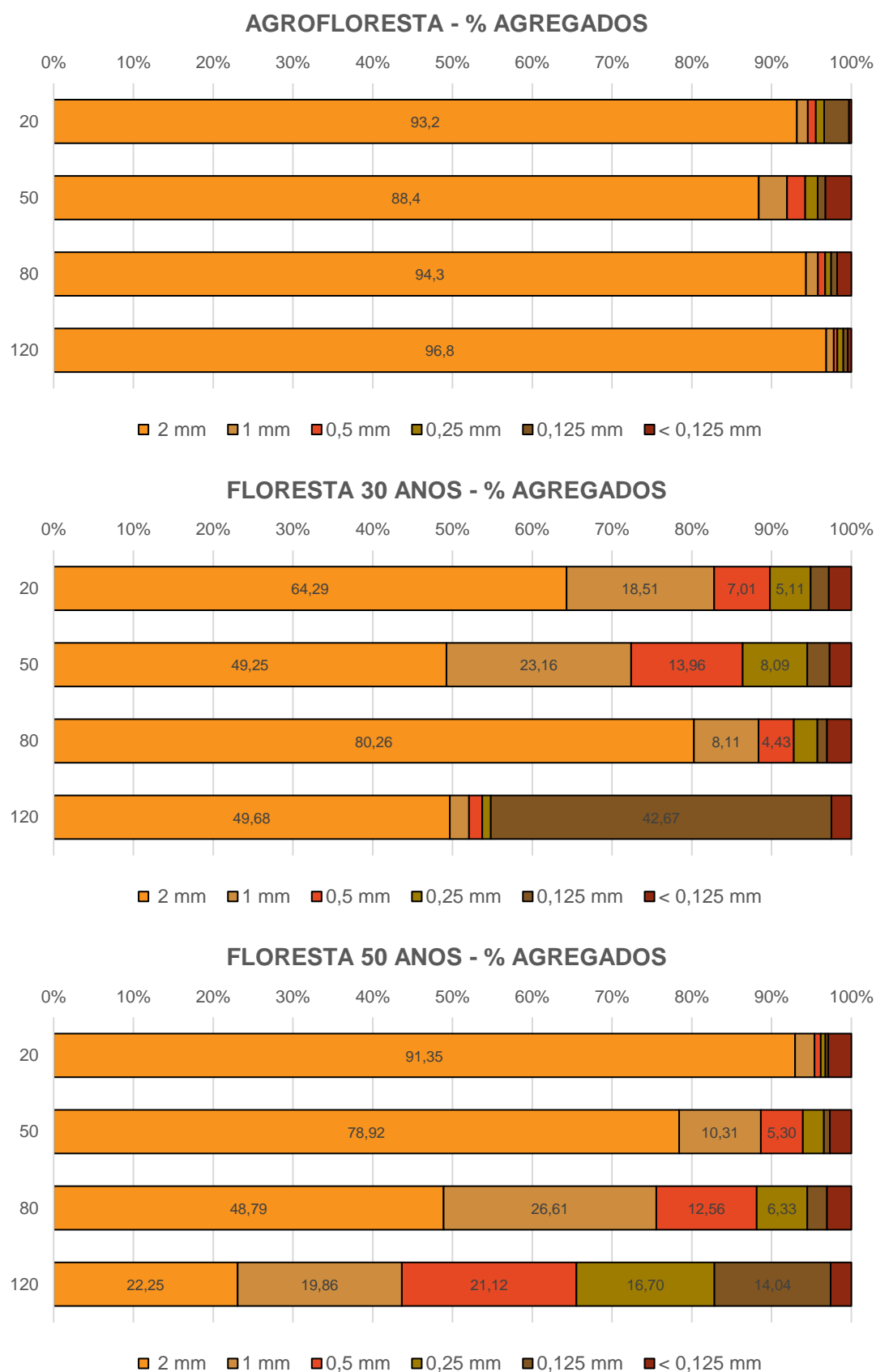


Figura 58. Porcentagem de agregados nas três áreas de estudo.

A análise da estabilidade de agregados expressa a resistência dos agregados à quebra quando submetidos a forças disruptivas como, por exemplo, o rápido umedecimento (KEMPER & ROSENAU, 1986). Os agregados são unidades básicas da construção da estrutura do solo e sua formação é resultado da interação entre minerais, cátions polivalentes, matéria orgânica, microrganismos, raízes das plantas vivas e fragmentos de plantas e microrganismos (VEZZANI & MIELNICZUK, 2011). Dois fatores são mais comumente ligados à formação de agregados no solo: o teor de argila e o conteúdo de matéria orgânica (GUERRA, 1990; SILVA *et al.*, 2014).

A vegetação é um importante fator de formação de agregados, tanto em decorrência da ação mecânica das raízes, quanto pela excreção de substâncias com ação cimentante (WENDLING *et al.*, 2005). Apesar de representarem uma pequena fração dos constituintes orgânicos do solo, as raízes exercem grande influência na formação e estabilidade dos agregados do solo pela ramificação das raízes finas e pela liberação de exsudatos<sup>28</sup> que, além de serem substâncias cimentantes, fornecem alimento para microrganismos que influenciam direta ou indiretamente a agregação (CARPENEDO & MIELNICZUK, 1990).

A estrutura do solo possui ainda agregados formados por processos originários da atividade da macrofauna do solo. Nesse contexto, as minhocas se destacam por meio de seus deslocamentos e atividades que produzem agregados e bioporos que afetam propriedades físicas dos solos. O processo de ingestão de solo e resíduos orgânicos pelas minhocas leva à formação de coprólitos, que são agregados biogênicos estáveis e resistentes a ciclos de umedecimento e secagem do solo (SILVA NETO *et al.*, 2010).

O estado de agregação do solo é normalmente determinado a partir de parâmetros como o diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e índice de estabilidade de agregados (IEA). O DMP determina a qualidade da agregação do solo relacionando os agregados por classes de diâmetro, sendo que após o processo de umedecimento, quanto mais agregados se fragmentarem, menor sua estabilidade e menor será o DMP, uma vez que seu valor varia de acordo com a porcentagem de agregados maiores (SILVA *et al.*, 2014; CASTRO FILHO *et al.*,

---

<sup>28</sup> Compostos orgânicos de diversos tipos liberados pelas raízes.

1998). O DMG representa uma estimativa do tamanho da classe de agregados de maior ocorrência e o IEA é uma medida de agregação total do solo, sendo maior quanto maior for a quantidade de agregados maiores que 0,25 mm (CASTRO FILHO *et al.*, 1998). A tabela a seguir (tabela 32) apresenta os resultados dos respectivos parâmetros para as três áreas de estudo.

Tabela 32. Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e índice de estabilidade de agregados (IEA) nas áreas de estudo: AF – agrofloresta; F30 – floresta 30 anos; F50 – floresta 50 anos.

Prof.	DMP			DMG			IEA (%)		
	AF	F30	F50	AF	F30	F50	AF	F30	F50
20 cm	2,83	2,28	2,79	2,61	1,81	2,39	95,56	89,81	94,51
50 cm	2,73	1,97	2,57	2,36	1,48	2,22	94,20	86,38	94,53
80 cm	2,86	2,58	1,99	2,64	2,16	1,51	96,72	92,80	87,96
120 cm	2,93	1,62	1,22	2,82	0,78	0,74	98,25	53,74	63,23

A agrofloresta apresentou os maiores valores para todos os parâmetros em todas as profundidades, com exceção de uma ligeira redução do IEA (94,2%) em relação à floresta de 50 anos (94,53%) nos 50 cm. Ainda que fossem necessárias maiores investigações para atribuir as causas dos resultados observados, algumas observações podem ser colocadas com base na literatura citada. A primeira é que em todas as áreas foram observadas minhocas ao longo do processo de abertura das trincheiras e das coletas de solo. No entanto, essa observação foi maior na área da agrofloresta, até mesmo nas maiores profundidades (120 cm).

Um outro fator que já foi mencionado anteriormente é a presença da *Brillantaisia* sp. na agrofloresta. É possível que os resultados encontrados por Carpenedo e Mielniczuk (1990) para as gramíneas se aplique ao caso da *Brillantaisia* sp. Segundo os autores, as gramíneas são altamente eficientes em aumentar e manter a estabilidade de agregados por apresentarem um sistema radicular extenso e renovado constantemente. Além disso, o manejo frequente da herbácea realizado pelos moradores locais pode contribuir para a incorporação de matéria orgânica do solo. No entanto, essa especulação necessitaria de maiores investigações, visto que a *Brillantaisia* sp. é recente na área e não explicaria a maior agregação do solo nas maiores profundidades observada na agrofloresta.

Segundo os autores supracitados, práticas conservacionistas do solo como plantio direto, que revolvem menos o solo e recebem um maior aporte de resíduos orgânicos, geralmente têm-se mostrado eficientes em aumentar a estabilidade de

agregados. A estabilidade de agregados que tem sido utilizada como um indicador da qualidade física do solo, pois é sensível ao manejo adotado (CARPENEDO & MIELNICZUK, 1990). Porém, é importante ressaltar que essas observações têm sido feitas na maioria das vezes nas partes superiores do solo (até 20 cm), que costumam ser mais diretamente afetadas pelo manejo.

### 3.4.7.3 Porosidade

O gráfico da figura 59 apresenta os valores médios de porosidade total do solo por profundidade para as áreas de estudo. A agrofloresta (AF) apresentou os maiores valores médios de porosidade total em todas as profundidades, enquanto a floresta de 30 anos apresentou os menores valores em quase todas as profundidades, com exceção de 80 cm.

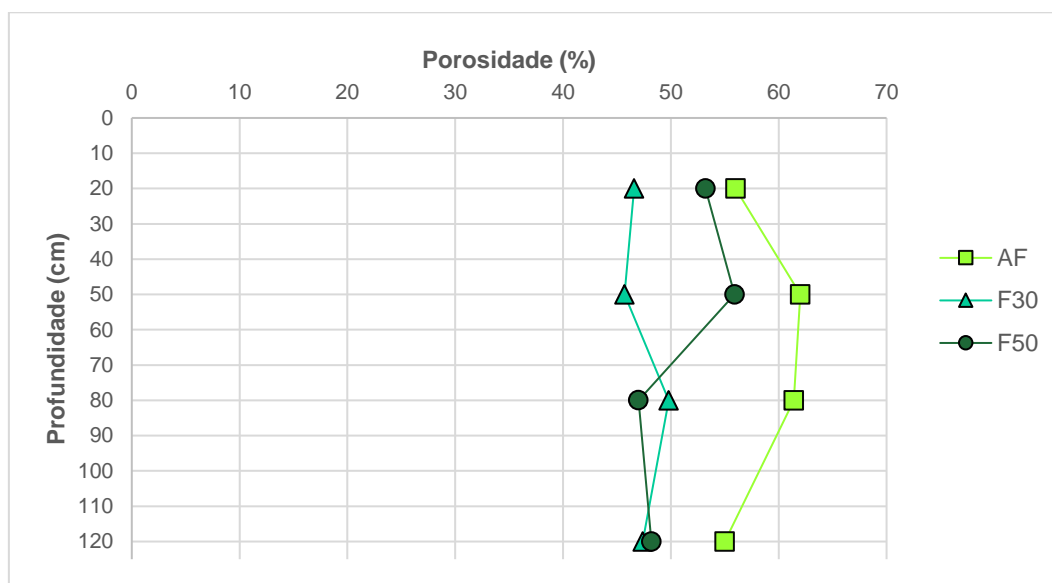


Figura 59. Porosidade total média dos solos nas três áreas de estudo.

Esse resultado era de se esperar considerando os resultados da seção anterior, em que as altas porcentagens de macroagregados na agrofloresta contribuem para formação de poros maiores que se formam entre agregados (HEWLETT, 1969). O aumento da porosidade nos 80 cm na floresta de 30 anos também acompanhou o aumento observado na porcentagem de agregados > 2 mm (80,3%) nessa mesma área. Levando em consideração que a porosidade é uma

fração do volume total dos solos ocupada por espaços porosos, os valores normalmente variam de 30 a 70% (NIMMO, 2004; PINTO, 2006).

A tabela a seguir (tabela 33) apresenta todos os valores encontrados nas três amostras por profundidade por área, suas respectivas médias, coeficiente de variação (CV) e densidade aparente (Da).

Tabela 33. Valores de porosidade (%) de cada amostra de solo, médias, coeficiente de variação (CV-%) e densidade aparente (Da) para as três áreas de estudo.

<b>Agrofloresta (AF)</b>						
<b>Prof. (cm)</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>Média</b>	<b>CV</b>	<b>Da (g/m³)</b>
20	62,7	69,1	60,1	55,9	7,2	1,09
50	64,8	58,5	62,7	62,0	5,2	1,07
80	61,0	61,7	61,4	61,4	0,6	1,13
120	60,1	51,7	53,2	55,0	8,1	1,25
<b>Floresta 30 anos (F30)</b>						
<b>Prof. (cm)</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>Média</b>	<b>CV</b>	<b>Da (g/m³)</b>
20	53,0	42,9	44,0	46,6	11,9	1,4
50	47,7	43,5	45,9	45,7	4,6	1,44
80	51,2	50,4	47,9	49,8	3,5	1,32
120	47,4	48,4	46,4	47,4	2,2	1,4
<b>Floresta 50 anos (F50)</b>						
<b>Prof. (cm)</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>Média</b>	<b>CV</b>	<b>Da (g/m³)</b>
20	53,6	54,2	51,9	53,2	2,2	1,21
50	57,7	58,6	51,4	55,9	7,1	1,16
80	49,1	45,6	46,2	47,0	4,0	1,37
120	47,6	46,3	50,6	48,2	4,6	1,36

É curioso notar que a floresta de 30 anos apresentou valores consideravelmente baixos para florestas. Esses valores se aproximam aos valores de porosidade encontrados em áreas de gramíneas por Marques (2016) e pastagem por Lawall (2010). A porosidade encontrada por Marques (2016) em área de gramínea em Nova Friburgo (RJ) variou de 42% a 49% em profundidades de 0 cm a 150 cm, enquanto Lawall (2010) encontrou valores de 46,5% (20 cm) e 43,7% (50 cm) em pastagens em Petrópolis (RJ). Em floresta de 20 anos próxima à área estudada por Marques, Fraga (2014) encontrou valores acima de 59% em até um metro de profundidade.

### 3.4.8 Condutividade hidráulica

O comportamento geral da condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) em profundidade para as três áreas de estudo pode ser observado no gráfico a seguir (figura 60).



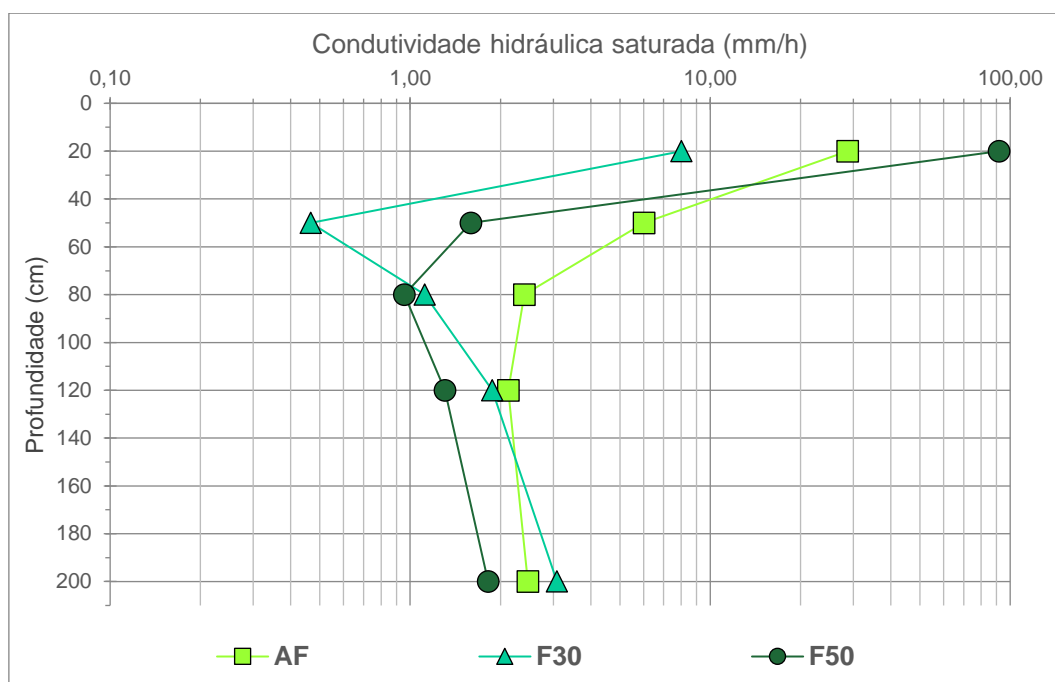


Figura 60. Média dos valores de condutividade hidráulica saturada (mm/h) para as três áreas de estudo: agrofloresta (AF), floresta de 30 anos (F30) e floresta de 50 anos (F50).

De maneira geral há uma diminuição da  $K_{sat}$  com o aumento da profundidade, marcada principalmente, pela transição dos 20 cm para os 50 cm em todas as áreas, possivelmente pela maior influência das raízes na parte superior do solo. A floresta de 30 anos apresentou os menores valores médios para as primeiras profundidades (20 e 50 cm) em comparação com as outras áreas, apresentando um aumento crescente nas profundidades subsequentes, sendo maior que a floresta de 50 anos a partir dos 80 cm e apresentando a maior média em 200 cm. Tanto a F30 quanto a F50 apresentam uma leve tendência de aumento da  $K_{sat}$  depois dos 80 cm.

Na tabela 35 estão dispostos todos os valores de  $K_{sat}$  (mm/h) encontrados em campo, divididos por ponto e profundidade e suas respectivas médias, desvios-padrão (DP) e coeficientes de variação (CV). A condutividade hidráulica de todas as áreas e profundidades variou de 0,28-149,3 mm/h, apresentadas pelo mesmo ponto (1) na floresta de 50 anos nas profundidades de 80 cm e 20 cm respectivamente (tabela 34, em negrito).

Tabela 34. Valores de condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) para as três áreas de estudo (em mm/h).

Agrofloresta (AF)						
Prof. (cm)	1	2	3	Média	DP	CV (%)
20	46,3	10,6	29,2	28,7	17,9	62,2
50	4,3	5,8	8,0	6,0	1,8	30,4
80	3,3	1,8	2,1	2,4	0,8	32,6
120	2,6	2,8	0,9	2,1	1,0	48,2
200	2,2	1,7	3,5	2,5	0,9	36,9
Floresta 30 anos (F30)						
Prof. (cm)	1	2	3	Média	DP	CV (%)
20	21,20	2,02	0,88	8,03	11,4	142,1
50	0,40	0,69	0,32	0,47	0,2	41,9
80	1,03	1,59	0,74	1,12	0,4	38,8
120	0,43	1,85	3,35	1,88	1,5	77,7
200	-	3,54	2,62	3,08	0,6	21,0
Floresta 50 anos (F50)						
Prof. (cm)	1	2	3	Média	DP	CV (%)
20	<b>149,32</b>	28,23	97,57	91,71	60,8	66,3
50	2,16	0,62	2,01	1,59	0,8	53,0
80	<b>0,28</b>	1,37	1,21	0,96	0,6	61,8
120	1,10	0,92	1,89	1,30	0,5	39,7
200	2,24	1,39	1,84	1,82	0,4	23,3

Além dos maiores valores, as maiores variações entre os pontos para cada área se dão nos 20 cm, possivelmente pela influência das raízes como já mencionado acima, mas também pela maior influência da matéria orgânica na estruturação do solo nas camadas superiores. Segundo Gomes (2012), a elevada variabilidade espacial da  $K_{sat}$  pode ser explicada pelas 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. Acrescenta-se ainda, a atividade da fauna do solo ou raízes de árvores mortas na formação de macroporos que influenciam pontualmente os valores de  $K_{sat}$  e aumentam a variabilidade espacial.

A tabela 35 apresenta valores de  $K_{sat}$  encontrados em outros estudos com diferentes coberturas e usos do solo e os respectivos valores de porosidade (%) e/ou densidade aparente ( $g/m^3$ ). Em concordância com o presente estudo, Groppo (2010) e Salemi *et al.* (2012) encontraram valores consideravelmente maiores nas profundidades superiores em áreas de floresta e pastagem respectivamente. A mediana encontrada por Groppo (2010) na profundidade de 30 cm foi igual à encontrada em 20 cm na floresta de 30 anos, inferiores, no entanto, aos valores encontrados para a mesma profundidade (20 cm) na área da floresta de 50 anos e na agrofloresta. Lawall (2010) encontrou valores considerados baixos a muito baixos de  $K_{sat}$  nas três coberturas estudadas. De maneira geral, esses valores se aproximam dos valores encontrados para as florestas de 30 e 50 anos a partir de 50 cm.

Tabela 35. Valores de  $K_{sat}$  e propriedades do solo para diferentes coberturas. Ps - porosidade do solo; Da - densidade aparente;  $K_{sat}$  - condutividade hidráulica saturada média. \*valores de mediana.

Local	Cobertura	Prof (cm)	Ps (%)	Da (g/m <sup>3</sup> )	$K_{sat}$ (mm/h)	Referência
Parque Estadual da Serra do Mar (SP)	Floresta	15	-	0,95	60,0*	Groppo, 2010
		30	-	1,18	8,0*	
		50	-	1,22	2,0*	
		90	-	1,40	4,0*	
Natividade da Serra (SP)	Pastagem	15	-	1,32	22,0*	Salemi <i>et al.</i> , 2012
		30	-	1,58	6,0*	
		50	-	1,57	0,4*	
		90	-	1,49	0,2*	
Petrópolis (RJ)	Floresta (25-40 anos)	20	51	1,12	1,4	Lawall, 2010
		50	47,4	1,18	1,7	
	Agricultura	20	53,2	1,11	1,6	
		50	55,5	1,08	0,7	
	Pastagem	20	46,5	1,34	0,4	
		50	43,7	1,39	0,3	
Nova Friburgo (RJ)	Floresta (20 anos)	15	65,1	-	135,7	Fraga, 2014
		30	63,7	-	14,8	
		75	63	-	32,4	
	Floresta (50 anos)	15	63,2	-	132,8	
		30	63,4	-	34,6	
		75	64,3	-	64,4	
Paraty (RJ)	Agrofloresta	20	59,5	1,09	28,7	Presente estudo
		50	62	1,07	6,0	
		80	61,4	1,13	2,4	
		120	55	1,25	2,1	
	Floresta (30 anos)	20	46,6	1,40	8,0	
		50	45,7	1,44	0,5	
		80	49,8	1,32	1,1	
		120	47,4	1,40	1,9	
	Floresta (50 anos)	20	53,2	1,21	91,7	
		50	55,9	1,16	1,6	
		80	47	1,37	1,0	
		120	48,2	1,36	1,8	

Levando em consideração todos os valores de  $K_{sat}$  apresentados na tabela a partir dos estudos levantados, chama a atenção os valores comparativamente altos encontrados por Fraga (2014) em Nova Friburgo (RJ) em áreas próximas a deslizamentos ocorridos em 2011. Essa alta capacidade de transmissão de água nos solos estudados pela autora possivelmente foi um importante fator de contribuição para a detonação de movimentos de massa no evento de 2011 no município.

### 3.4.9 Umidade do solo

Para análise da variação da umidade no solo, foi selecionado o período entre 16/03/2019 e 12/03/2020 por ser o intervalo de monitoramento com a melhor disponibilidade de dados nas três estações, ainda que algumas falhas estejam presentes. As médias de sucção do período para as três áreas de estudo nas cinco profundidades monitoradas encontra-se no gráfico da figura 61.

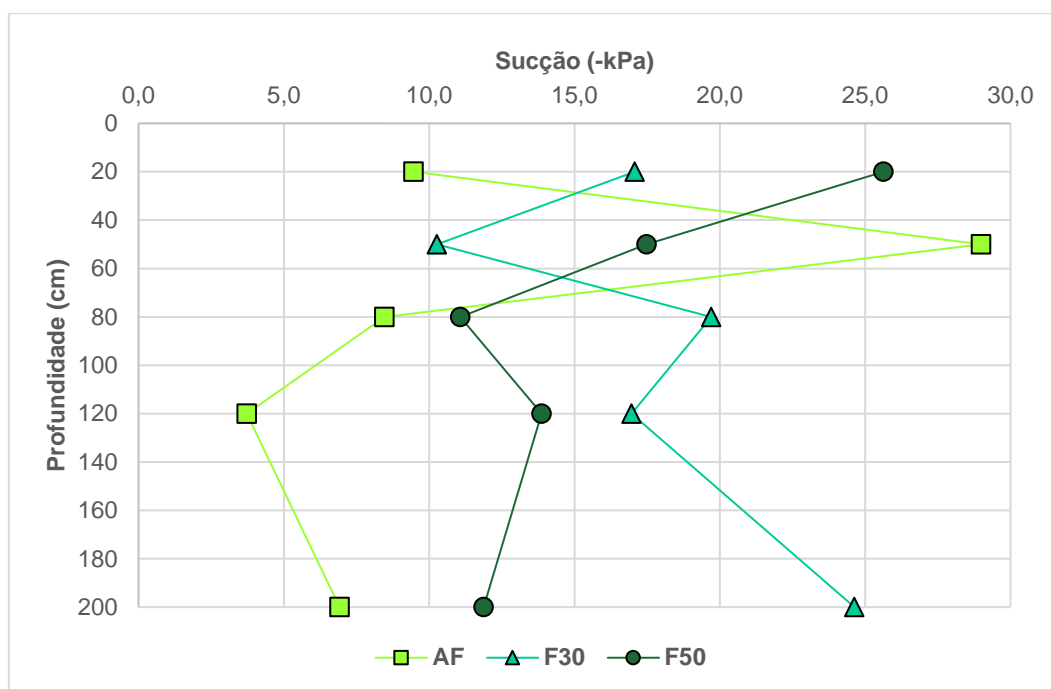


Figura 61. Média de sucção (-kPa) com base nos dados de 15 minutos do período entre 16/03/2019 e 12/03/2020.

De maneira bem geral temos duas situações distintas e opostas. Uma delas é a tendência de aumento da umidade com o aumento da profundidade, expressa pela agrofloresta e floresta de 50 anos. A outra é a tendência de redução da umidade com aumento da profundidade, representada pela floresta de 30 anos. Como pôde ser observado nas tabelas anteriores (34 e 35), a  $K_{sat}$  nos 50 cm da floresta de 30 anos foi a mais baixa de todas as áreas e profundidades. Isso pode ser explicado pelos valores igualmente mais baixos de porosidade (45,7%) e porcentagem de agregados >2 mm (49,2%) nessa mesma profundidade, além da concentração das raízes – que contribuem para a movimentação da água no solo – estar principalmente nos primeiros 20 cm (figura 62). No gráfico acima, podemos observar a concentração da umidade do perfil do solo nessa mesma profundidade, corroborando com os dados anteriores. A baixa velocidade da água no solo faz com que a umidade fique retida por mais tempo nos 50 cm, estando mais disponível para as plantas. Essas, por sua vez, retiram parte da umidade do solo por evapotranspiração, o que, em conjunto com a baixa velocidade da água nessa profundidade reduz a umidade nas profundidades subsequentes.

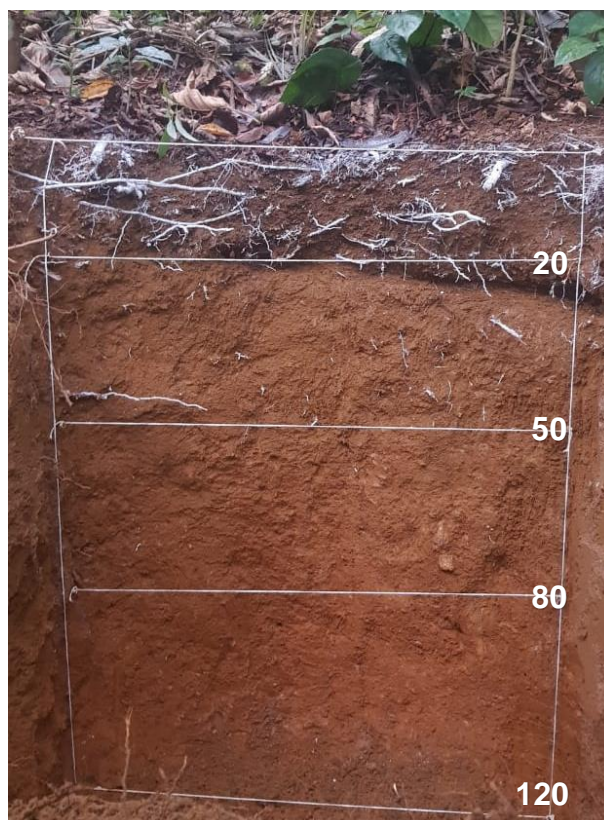


Figura 62. Perfil do solo na floresta de 30 anos com concentração das raízes nos primeiros 20 cm.

Os valores mais altos de sucção nas camadas superiores do solo da agrofloresta e da floresta de 50 anos possivelmente também decorrem da concentração das raízes nessas camadas. Podemos observar que inversamente à floresta de 30 anos, os 50 cm da agrofloresta foi a profundidade que reteve menos umidade e a que apresentou a maior  $K_{sat}$  das três áreas nessa profundidade. Ou seja, a menor umidade nessa profundidade pode estar relacionada tanto à retirada de água do solo pelas raízes, como pela drenagem da água para as profundidades inferiores, o que poderia explicar também a maior umidade nas profundidades abaixo de 50 cm. Na foto do perfil do solo da agrofloresta é possível notar - como seria esperado - uma menor densidade de raízes em comparação com os primeiros 20 cm da floresta de 30 anos, ainda que seja possível observar algumas raízes entre 20 cm e 50 cm (figura 63). A baixa presença de raízes nas profundidades abaixo de 50 cm faz com que a água que atinge essas profundidades fique retida, pois as raízes não conseguem extrair a umidade, o que explica a elevada umidade abaixo de 50 cm em relação às outras áreas.

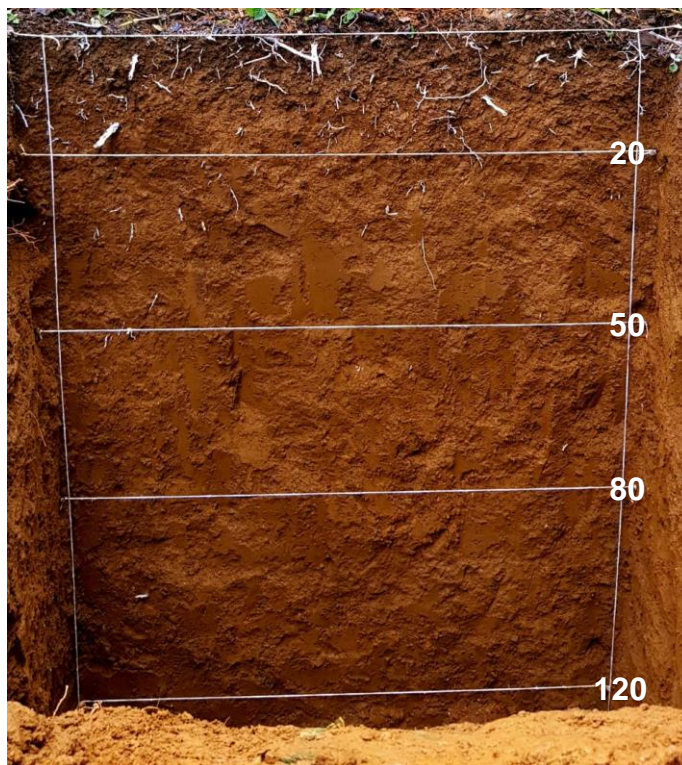


Figura 63. Perfil do solo na agrofloresta.

Na floresta de 50 anos, vemos uma redução gradativa da sucção com o aumento da profundidade. Aos 20 cm e 50 cm de profundidade ela apresentou uma condição mais seca que a floresta de 30 anos, o que poderia ser explicado pela maior capacidade de drenar a água ao longo do perfil, visto que a  $K_{sat}$  nos 20 cm na floresta de 50 anos foi a mais alta entre as áreas (92 mm/h), possibilitando que a água chegue nas profundidades inferiores, conforme demonstrado pelo aumento da umidade ao longo do perfil. Além disso, a floresta de 50 anos apresentou uma maior interceptação e maior densidade dos indivíduos arbóreos, o que possivelmente reduz relativamente a quantidade de água que atinge o solo e também gera uma maior retirada de água do solo. Isso fica demonstrado pela condição mais seca que a agrofloresta a partir dos 80 cm. Conforme pode ser observado na figura 64, as raízes na floresta de 50 anos se distribuem ao longo do perfil, sendo capazes de extrair umidade em maior profundidade.



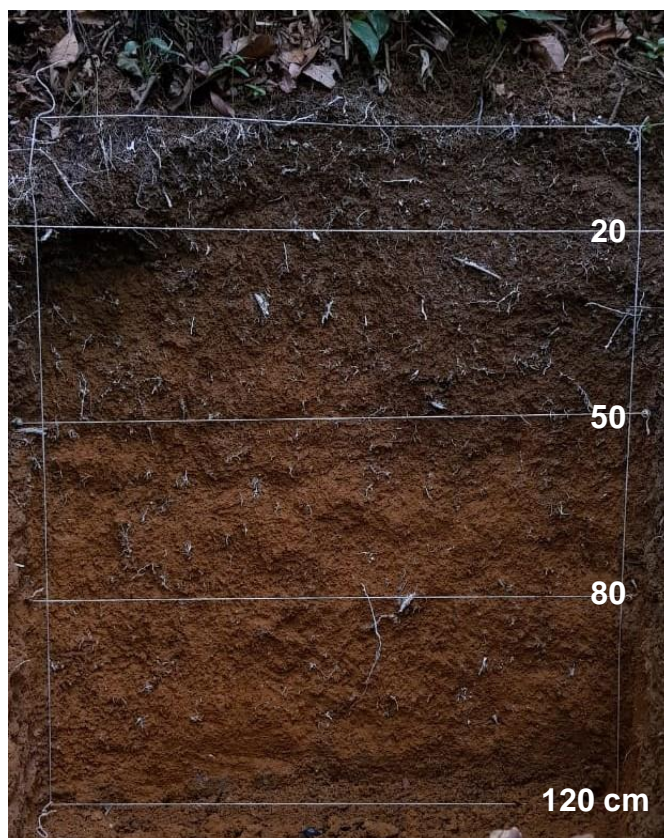


Figura 64. Perfil do solo na floresta de 50 anos.

Os gráficos a seguir mostram a variação da sucção diária ao longo do ano hidrológico entre março de 2019 e março de 2020 nas três áreas de estudo. Conforme já indicado pelo gráfico das medidas médias de sucção, a agrofloresta apresentou os maiores valores de sucção na profundidade de 50 cm (linha amarela). Nas florestas de 30 e 50 anos destacam-se os picos de sucção aos 20 cm (linha verde), acompanhados pelos 50 cm na floresta de 50 anos e a condição mais seca da floresta de 30 anos nas profundidades maiores, representadas pelas linhas mais escuras, além da condição mais úmida aos 50 cm (figura 65).

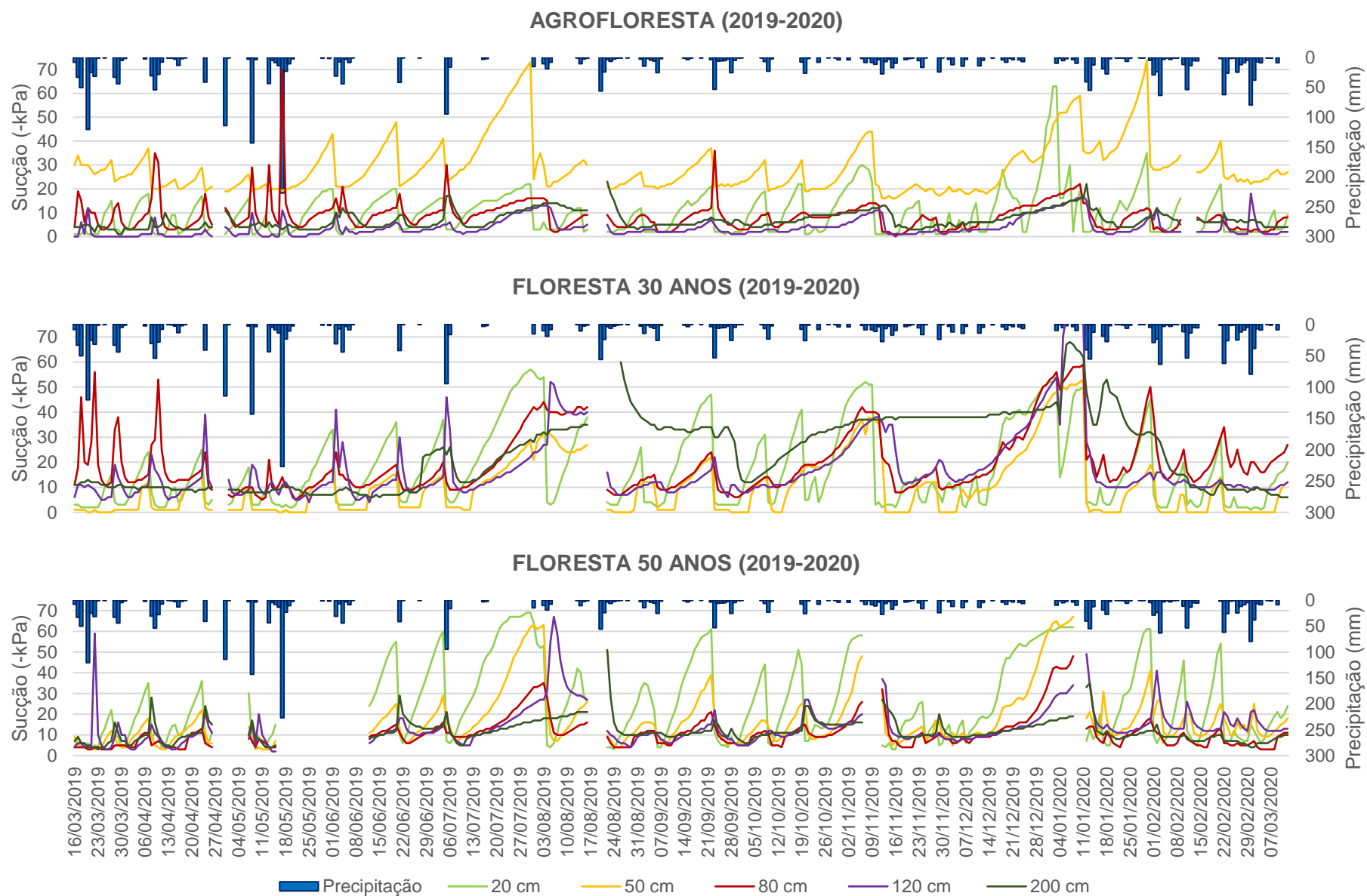


Figura 65. Sucção (-kPa) e precipitação (mm) diárias nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.



A fim de se analisar comparativamente o comportamento da umidade do solo por profundidade nas três áreas, em conjunção com os outros resultados apresentados, os gráficos a seguir mostram que:

**20 cm** – é uma profundidade de resposta rápida, tanto de entrada da precipitação como de retirada de umidade. A isso associa-se, conforme já mencionado, a maior concentração de raízes e aos maiores valores de condutividade hidráulica saturada ao longo do perfil para cada área. É também a profundidade que apresentou as maiores heterogeneidades espaciais nos valores de  $K_{sat}$ , possivelmente pela maior influência da matéria orgânica na estruturação do solo e à maior influência das raízes na entrada e distribuição da água em todas as áreas. É interessante observar que a agrofloresta manteve uma condição mais úmida nessa profundidade em relação às áreas de florestas. Isso ocorreu, provavelmente, em função da maior entrada de água devido à ausência de interceptação da chuva no local de instalação dos sensores. Nesse sentido, a floresta de 50 anos apresentou a condição menos úmida por uma maior interceptação, maior densidade de indivíduos arbóreos, maior  $K_{sat}$  e maior densidade de raízes. A  $K_{sat}$  na floresta de 30 anos foi consideravelmente mais baixa (8 mm/h) do que nas outras áreas (AF-29 mm/h e F50-92mm/h), o que poderia ter provocado uma situação mais úmida pelo maior tempo necessário para a drenagem em direção às profundidades inferiores. No entanto, conforme observado na figura 61, há uma alta concentração das raízes nessa profundidade, o que provoca a contínua retirada de água pelo processo de transpiração, além da interceptação reduzir a quantidade de água que chega no solo em relação, por exemplo, à agrofloresta.

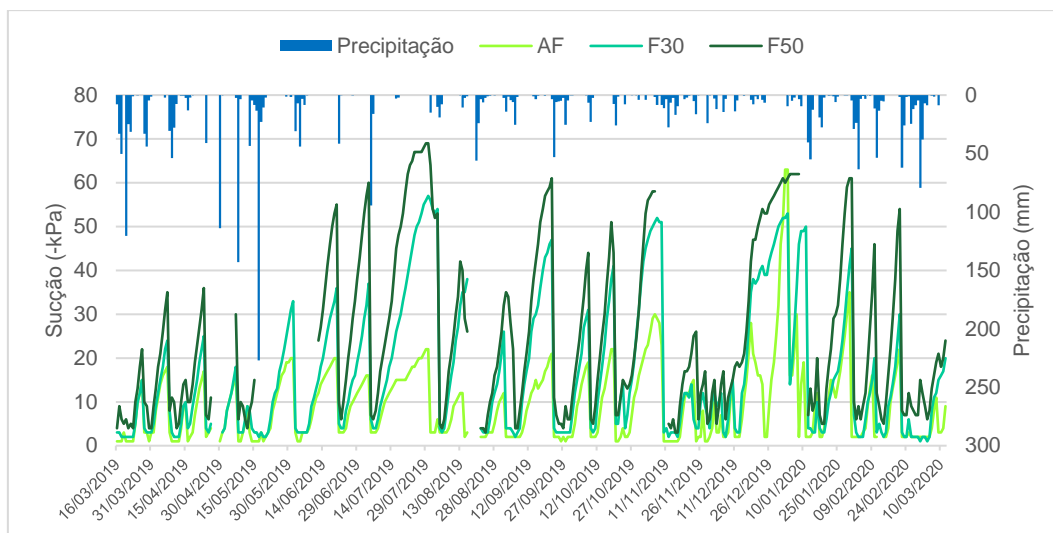


Figura 66. Variação da sucção aos 20 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.

**50 cm** – nessa profundidade ainda existe a influência das raízes, mesmo que consideravelmente menor se comparada aos 20 cm, principalmente na floresta de 30 anos, o que faz com que a sucção ainda apresente grandes variações e respostas rápidas à entrada de chuva e retirada da umidade. No entanto, como já foi observado, a redução da  $K_{sat}$  e da densidade de raízes na floresta de 30 anos fez com que a umidade ficasse retida por mais tempo, apresentando condição de saturação (0 kPa) frequentemente ao longo do ano. Em tendência oposta, temos a agrofloresta, com os maiores valores de sucção no perfil, devido aos fatores já assinalados, como maior  $K_{sat}$  e a presença de algumas raízes. A partir dessa profundidade em diante, a resposta da umidade do solo às chuvas menos intensas vai ficando menor.

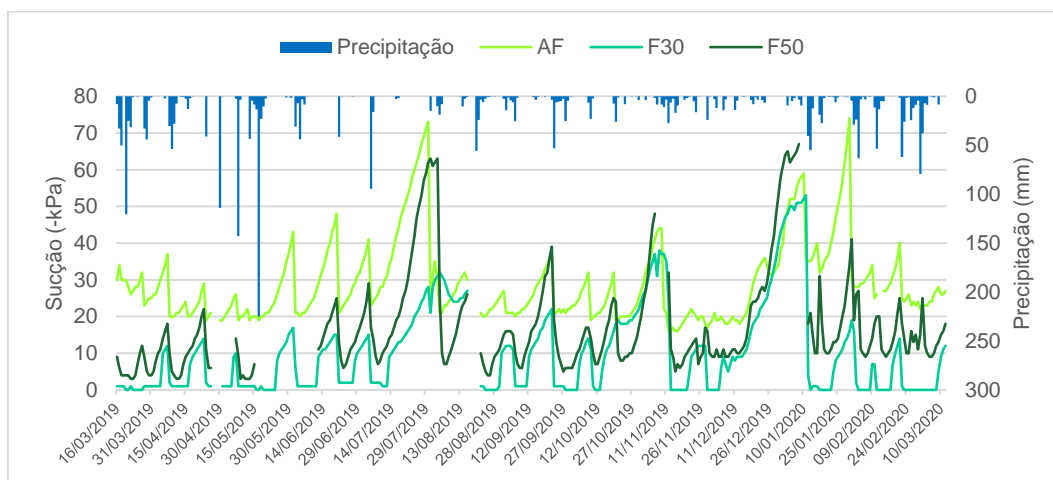


Figura 67. Variação da sucção aos 50 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.

**80 cm** – aqui podemos observar uma tendência de maior concentração de umidade na floresta de 50 anos e na agrofloresta, enquanto a sucção na floresta de 30 anos foi maior, devido provavelmente, à menor quantidade de água recebida pela baixa  $K_{sat}$  dos 50 cm. É possível observar, no entanto, que ainda assim, a umidade atinge essa profundidade, que mesmo com baixa velocidade da água no solo, há resposta em relação às chuvas. Conforme observado para os 50 cm, algumas chuvas menores não geram umidade nessa profundidade, podendo-se verificar uma tendência de aumento da sucção mesmo com chuvas pequenas consecutivas, como foi o caso do mês de dezembro. Nessa profundidade, a agrofloresta passa a se distanciar mais das áreas de floresta na conservação de umidade no solo, o que vai se acentuar nas profundidades seguintes, principalmente aos 120 cm.

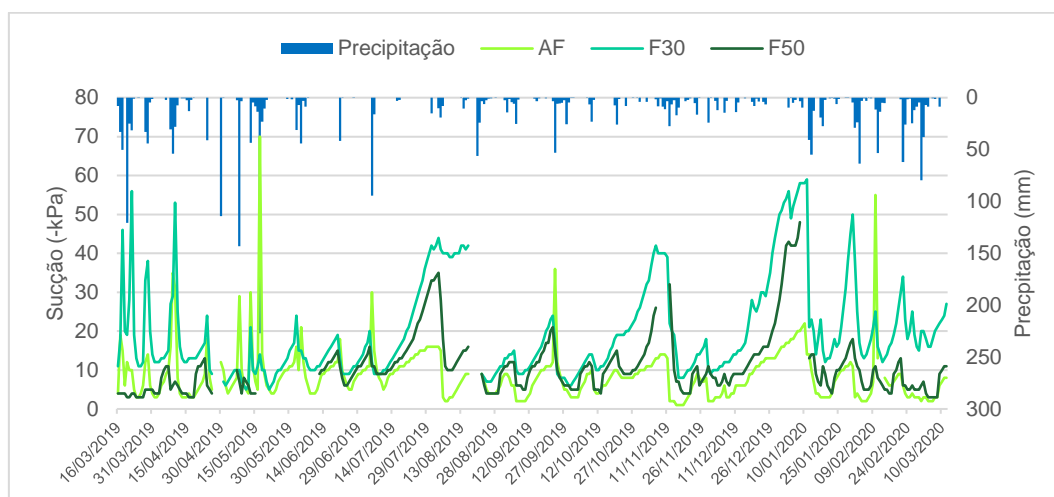


Figura 68. Variação da sucção aos 80 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.

**120 cm** – o comportamento é semelhante à profundidade superior (80 cm), com maiores picos de sucção tanto na floresta de 30 quanto na de 50 anos, sendo que na primeira possivelmente influenciados pela menor entrada de água até essa profundidade, enquanto na segunda é possível que ainda haja influência das raízes na retirada de água no solo. Conforme observado no gráfico das médias de sucção, essa é a profundidade em que a agrofloresta reteve mais umidade, estando próxima à saturação (entre 0 e -10 kPa) a maior parte do ano.

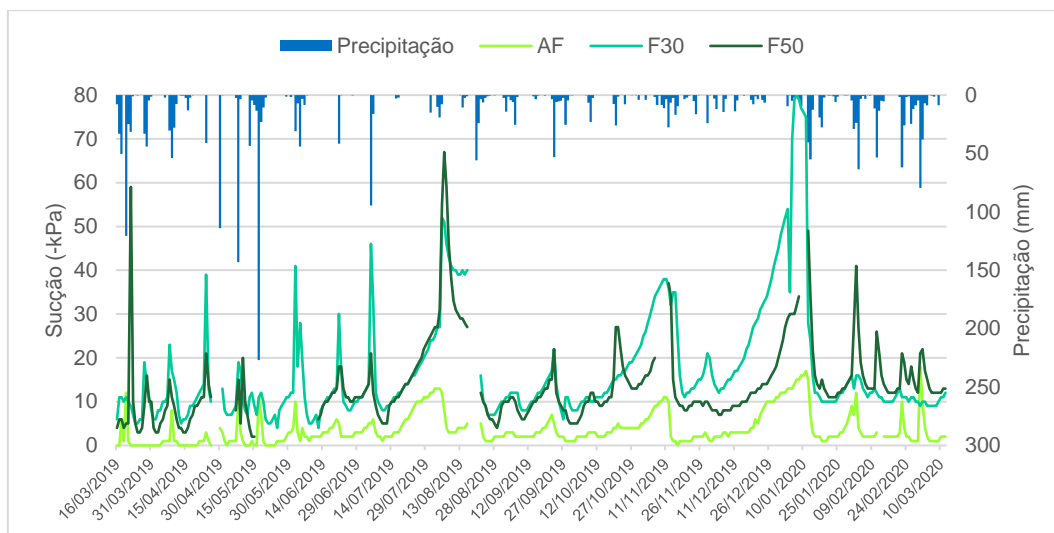


Figura 69. Variação da sucção aos 120 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.

**200 cm** – nessa profundidade, a floresta de 30 anos se destaca em sua condição menos úmida em relação às outras áreas e às outras profundidades. A resposta às chuvas menores é baixa ou ausente, o que se observa também nas outras áreas, mas com maior manutenção da umidade, principalmente na agrofloresta.

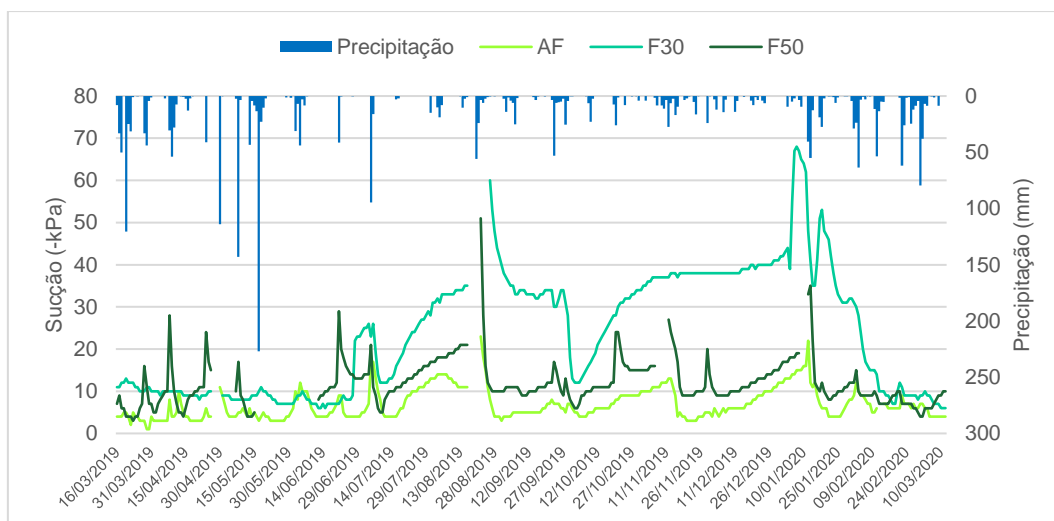


Figura 70. Variação da sucção aos 200 cm de profundidade nas três áreas de estudo no período de mar/2019 a mar/2020.

## Considerações finais: as resultantes socioambientais da cultura tradicional no território e as perspectivas para a região

De uma forma geral, podemos dizer que as áreas manejadas do Quilombo do Campinho possuem algumas particularidades quanto às suas funções geo-hidroecológicas quando comparadas entre si e com outros estudos, confirmando a hipótese de que a constante adaptação das comunidades tradicionais (no caso Quilombolas) a diferentes condições externas produz um mosaico vegetacional em diferentes estágios sucessionais *e com diferentes funções geo-hidroecológicas*.

Conclusões obtidas a partir do trabalho de Oliveira (1999) com as roças caiçaras na Ilha Grande (RJ) parecem igualmente aplicáveis às áreas das antigas roças do Quilombo do Campinho, destacando-se o processo de *coevolução sistêmica* entre os sistemas florestal e antrópico (no caso, tradicional), uma vez que essas comunidades ocupam e manejam a floresta há muitos anos como meio de sobrevivência.

Por ter trabalhado com áreas de roças recém abandonadas (5 anos de abandono) e, portanto, ter observado o início da sucessão secundária, o autor argumenta que o processo de seleção de espécies nessas áreas não segue apenas a disponibilidade de propágulos, mas é selecionada pelas características do manejo, como a capacidade de rebrota dos tocos, a resistência dos mesmos à ação do fogo, a elevada produção de serrapilheira e a eficiência na retirada de nutrientes da chuva (parâmetros analisados pelo autor). Dessa forma, a ação das comunidades sobre o ambiente (tanto a caiçara estudada por Oliveira, quanto a Quilombola do presente estudo) privilegiou a eficiência e desenvolvimento dessas estruturas e mecanismos, de formas diretas ou indiretas, orientando o processo sucessional (OLIVEIRA, 1999).

Poderíamos dizer, inclusive, que no caso do presente trabalho, a elevada presença da juçara (*Euterpe edulis* Mart.) nas três áreas estudadas ocorre em função de uma opção consciente da comunidade. A *Euterpe edulis* Mart. é uma espécie de alta relevância ecológica, seja pela sua condição de espécie nativa ameaçada de

extinção em diversos locais, seja pela sua importância como recurso alimentar para a fauna e a comunidade parece reconhecer e valorizar isso, inclusive enquanto aspecto de sua expressão cultural.

Nesse sentido, a agrofloresta se mostrou igualmente relevante. Conforme foi apresentado, as espécies produzidas para o consumo e comercialização pela comunidade estão também disponíveis para diversos animais, o que contribui para o fortalecimento das interações ecológicas, incluindo a dispersão de sementes. Sendo assim, o mosaico vegetacional de florestas em diferentes estágios sucessionais produzido historicamente assume novas dinâmicas com a entrada da agrofloresta e introdução de novos cultivos que vão direta ou indiretamente influenciar os processos sucessionais futuros, tanto nas próprias áreas de agrofloresta, como nas áreas adjacentes por meio das interações ecológicas em diferentes escalas.

Foi demonstrado também a importância das áreas manejadas na regulação das dinâmicas hidrológicas. Cada uma das três áreas estudadas apresentou diferentes aspectos relevantes frente às dinâmicas dos fluxos hidrológicos e às tendências pluviométricas para a região. Nas áreas de florestas (30 e 50 anos), a evapotranspiração dos indivíduos arbóreos mantém o fluxo de retorno da umidade (interceptada pelas copas e extraída do solo) para a atmosfera, o que pode contribuir para a regulação climática em escala local e talvez até regional, considerando que as florestas de Paraty fazem parte de um dos maiores fragmentos contínuos de Mata Atlântica atualmente (RIBEIRO *et al.*, 2009). Esse argumento é reforçado pelo exemplo da alteração climática produzida pela substituição das florestas para o cultivo do café no Vale do Paraíba, conforme relatada por Dantas e Coelho Netto (2018).

Essa função das florestas de retornar umidade para a atmosfera pela interceptação e evapotranspiração faz com que a entrada e o armazenamento de água no solo sejam ligeiramente menores quando comparados com a área da agrofloresta, principalmente abaixo dos 80 cm, o que possivelmente contribui para uma maior recarga do lençol freático na agrofloresta. Sendo assim, a área de agrofloresta que apresentou uma maior estruturação do solo em profundidade, maiores valores de  $K_{sat}$  na maioria das profundidades, maior armazenamento e maior entrada de água no solo pela interceptação mais espacialmente heterogênea

e pontual e menor evapotranspiração, seria uma área de maior recarga quando comparada às áreas de florestas.

Em relação à estrutura do solo, a floresta de 30 anos apresentou uma redução de macroagregados ( $>2\text{mm}$ ) e de porosidade na transição dos 20 cm para os 50 cm, o que implicou igualmente em uma redução nos valores de  $K_{\text{sat}}$ . Ainda que não se tenha elementos suficientes para dizer se esses resultados estão ou não relacionados ao uso histórico do solo, o fato é que isso provoca uma concentração de umidade entre essas profundidades, justamente onde se concentram grande parte das raízes. Uma hipótese que pode ser levantada é se a disponibilidade de água na zona de raízes pode ter contribuído para o estabelecimento e crescimento da vegetação e da regeneração nessa área ao criar condições microclimáticas favoráveis de umidade.

A floresta de 30 anos apresentou maior número de espécies em relação à floresta de 50 anos, o que foi atribuído à maior presença de pioneiras e secundárias iniciais na floresta de 30 anos, aliada a valores absolutos similares de espécies secundárias tardias e climáticas, mas também à dominância do *Brosimum guianensis* (Aubl.) Huber. na floresta de 50 anos. Estudos vêm demonstrando que usos anteriores do solo podem comprometer o potencial regenerativo em florestas secundárias, resultando em florestas secundárias pouco diversificadas nas quais a sucessão permanece estagnada (MASSOCA *et al.*, 2012). Considera-se que os resultados encontrados referentes à dominância do *Brosimum guianensis* (Aubl.) Huber. na floresta de 50 anos são insuficientes para esse tipo de afirmação (de que a sucessão estaria estagnada), dado o baixo esforço amostral aplicado no presente trabalho, uma vez que a dominância da espécie pode se dar pontualmente na área amostrada.

Ainda que apresentando menor diversidade em relação à floresta de 30 anos, a floresta de 50 anos apresentou altas porcentagens de espécies secundárias tardias, aliadas com algumas espécies climáticas e poucas espécies pioneiras e secundárias iniciais, o que demonstra, por outro lado, que a substituição de espécies tem ocorrido conforme o “esperado”. No entanto, caso se julgasse interessante um enriquecimento de espécies na área, poderia ser sugerido um manejo da espécie dominante (*Brosimum guianensis* (Aubl.) Huber.) junto aos quilombolas locais, visto que essa é uma espécie que tem utilidade para eles, seja para lenha, seja para tipos específicos de construção. Essa, na realidade, deveria ser a atitude dos órgãos

ambientais se identificados aspectos negativos do manejo, e não simplesmente proibir o manejo, como historicamente tem sido feito.

Além disso, a floresta de 50 anos cumpre diversas outras funções já explicitadas, como: a) interceptação, inclusive em chuvas mais intensas; b) infiltração e percolação com altos valores de  $K_{sat}$  na parte superior do solo (20 cm); c) altos valores de biomassa seca sobre o solo que possibilitam uma alta capacidade de retenção hídrica em relação ao peso seco da serrapilheira; d) maior distribuição das raízes arbóreas ao longo do perfil, o que pode contribuir tanto para a percolação e distribuição da água em profundidade, como na resistência mecânica do solo.

Sendo assim, se considerarmos as tendências climáticas para a região sudeste – de aumento de eventos extremos de chuva - e pensarmos no papel das áreas estudadas frente à estabilidade de encostas, a relativa baixa  $K_{sat}$  do solo nas três áreas (AF, F30 e F50) quando comparadas aos valores encontrados por Fraga (2014) em florestas próximas a deslizamento em Nova Friburgo (tabela 35; página 165), mostra que a capacidade do solo de absorver grandes chuvas nas áreas manejadas é reduzida. Além disso, a interceptação e a evapotranspiração principalmente nas áreas de florestas (F30 e F50) cumprem um importante papel na regulação da umidade do solo, o que reduz a possibilidade de escorregamentos (GREENWAY, 1987). Ainda que a baixa  $K_{sat}$  possa produzir escoamento superficial e consequentemente, erosão, em áreas de florestas esse processo é minimizado pela cobertura do solo pela serrapilheira que, inclusive, retém e redistribui parte da água que não infiltra imediatamente.

A partir de seu estudo com comunidades caiçaras do litoral norte de São Paulo, Adams (2002), alerta sobre os perigos do estereótipo de “ecologicamente correto” que vem sendo atribuído à essas comunidades (o que, a nosso ver, poderia ser estendido às comunidades tradicionais em geral). A autora argumenta que isso pode contribuir para reforçar o *status quo* desses grupos ao conceber uma visão estática da cultura, sem considerar que as estratégias de sobrevivência desses grupos decorrem de seu processo de exclusão socioeconômica histórica e não necessariamente da sua relação harmônica com a natureza. Essas estratégias nem sempre estiveram ligadas ao manejo sustentável da natureza, mas à adaptação enquanto necessidade de sobrevivência aos diferentes contextos político-econômicos históricos (ADAMS, 2002).



De fato, conforme foi discutido, depois da abertura da rodovia Rio-Santos muitos comunitários passaram a trabalhar na prestação de serviços aos turistas e às novas demandas de “desenvolvimento” da região, como na construção civil. É importante termos em mente que isso não faz necessariamente com que essas comunidades deixem de ser tradicionais. Conforme foi discutido – e que também é apontado por Adams (2002) –, a cultura tradicional é historicamente *adaptativa*. Poderíamos inclusive sugerir que uma dessas adaptações foi a própria incorporação do estereótipo de “ecologicamente corretas” como ferramenta de luta e resistência para a manutenção de sua cultura e seu direito ao território, o que veio, por exemplo, por meio da agroecologia (enquanto movimento político) e da agrofloresta (enquanto incorporação de novas técnicas de manejo), tanto é que o lema do Fórum de Comunidades Tradicionais é *Preservar é Resistir*.<sup>29</sup>

O Fórum de Comunidades Tradicionais de Angra dos Reis, Paraty e Ubatuba (FCT) enquanto movimento social tem tido uma atuação bastante relevante na luta pelos direitos das comunidades e na articulação entre as comunidades indígenas, quilombolas e caiçaras da região. Essa atuação, em muitos casos, é potencializada pela parceria do movimento com uma instituição pública como a Fiocruz, por meio do Observatório de Territórios Sustentáveis e Saudáveis da Bocaina (OTSS), o que demonstra a importância do papel das instituições públicas (mas também das privadas) no fortalecimento das lutas sociais.

Com a deflagração da pandemia, muitos comunitários passaram por extremas dificuldades, incluindo casos de fome e falta de acesso à materiais de higiene, o que fez com que o FCT, com o apoio da Fiocruz e diversas outras instituições lançasse a campanha *Cuidar é Resistir*, iniciativa que:

Entre outras ações, (...) visa arrecadar recursos para aquisição e distribuição de alimentos e artigos de primeira necessidade às comunidades tradicionais e ampliar trocas solidárias de pescado e produtos agroecológicos entre territórios indígenas, caiçaras e quilombolas da Bocaina. “Neste momento difícil, precisamos apoiar as comunidades em diversas frentes: aquisição de alimentos, distribuição de material higiene, disseminação de informações confiáveis, contenção do turismo em territórios tradicionais, apoio em projetos e editais de resposta à pandemia e reforço da economia solidária para que possamos ampliar as trocas de pescado e alimentos agroecológicos entre as próprias comunidades”, destaca Vagner do Nascimento, Coordenador do FCT e Coordenador Geral

<sup>29</sup> <https://www.preservareresistir.org/>

do Observatório de Territórios Sustentáveis e Saudáveis da Bocaina (OTSS).<sup>30</sup>

Vagner do Nascimento, quilombola coordenador do FCT e do OTSS diz ainda, em vídeo sobre a campanha<sup>31</sup> que eles estão “voltando às origens”, que tem visto muitas pessoas “voltando a plantar, a trocar” como forma de enfrentar as dificuldades impostas pela pandemia, o que, segundo ele, os leva a refletir e reafirmar o que, historicamente, essas comunidades fazem.

Esses projetos e ações promovidos pelo FCT e OTSS partem diretamente das necessidades e desafios que essas comunidades cotidianamente se deparam em decorrência dos diversos conflitos territoriais promovidos pelos projetos hegemônicos destinados à região. Diversas políticas atuais podem intensificar direta ou indireta os conflitos envolvendo as comunidades tradicionais, além de gerar diversas consequências ao sistema socioambiental local. Entre essas, destaca-se a duplicação da rodovia Rio-Santos, a exploração de petróleo na bacia de Santos<sup>32</sup> e os incentivos a um turismo socioambientalmente predatório, que gera especulação imobiliária, ocupação desordenada, desmatamento e desterritorialização das comunidades.

Observa-se constantemente novas obras de construção de grandes condomínios como o Jardim Porto Canoas da empresa Santa Edwiges, localizado à margem da rodovia Rio-Santos um pouco antes do trevo que dá acesso à cidade. O empreendimento foi denunciado por um coletivo de organização popular pelo desmatamento e aterro de manguezais e caixetais e desvio e aterros de canais<sup>33</sup>. O mesmo trevo dá acesso também a estrada Paraty-Cunha, na qual é possível observar igualmente mais loteamentos e novas obras. Nas áreas rurais é notável a oferta de terrenos à venda, cuja legalidade é duvidosa.

A duplicação da rodovia Rio-Santos foi aprovada recentemente (julho/2021) pelo Tribunal de Contas da União (TCU) segundo o site do Ministério da

<sup>30</sup> Fonte: <https://portal.fiocruz.br/noticia/covid-19-fiocruz-apoia-campanha-cuidar-e-resistir> - acesso em 15/05/2021.

<sup>31</sup> <https://www.youtube.com/watch?v=Y-hZ7lAQefY>

<sup>32</sup> <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/empreendimentos>

<sup>33</sup> O coletivo, após muita pressão, conseguiu a atenção do Ministério Público do Rio de Janeiro que pediu a paralisação das obras. Fonte: [https://secure.avaaz.org/community\\_petitions/po/ministerio\\_publico\\_federal\\_mpf\\_e\\_ministerio\\_publico\\_parem\\_o\\_desmatamento\\_dos\\_manguezais\\_em\\_paraty\\_rj\\_patrimonio\\_mundial/](https://secure.avaaz.org/community_petitions/po/ministerio_publico_federal_mpf_e_ministerio_publico_parem_o_desmatamento_dos_manguezais_em_paraty_rj_patrimonio_mundial/) - acesso em 30/07/2021

Infraestrutura do Governo Federal<sup>34</sup>. O projeto, que envolve a concessão à iniciativa privada e foi chamado pelo ministro Tarcísio Freitas de “o maior leilão rodoviário da história do Brasil” prevê um investimento privado de 14,8 bilhões de reais nas obras com novo trecho dando acesso à Serra das Araras e duplicação até Angra dos Reis ainda esse ano (2021).

Com o histórico de deslizamentos frequentes na rodovia no trecho de Angra dos Reis e com as tendências de aumento dos eventos extremos, a duplicação pode aumentar significativamente a probabilidade de ocorrência de movimentos de massa. A duplicação vem em consonância com o projeto do atual presidente que visa transformar Angra dos Reis na “Cancún brasileira” e tem pressionado a Estação Ecológica de Tamoios, onde curiosamente foi multado por pesca irregular<sup>35</sup>. Segundo matéria publicada no site do G1 em maio de 2019, “o presidente afirmou que a estação ecológica ‘está demais. Não preserva absolutamente nada’. Para ele, o turismo poderia trazer bilhões de reais por ano à região.”<sup>36</sup>.

Com isso, percebe-se ainda, que a presença das unidades de conservação na região se coloca de forma paradoxal, ao passo que, por um lado contém o avanço da ocupação de terras pela indústria imobiliária, constituindo uma forma de proteção aos territórios tradicionais e aos ecossistemas, por outro, geram diversos conflitos com os moradores locais na medida em que impõem regras às suas atividades ou até mesmo provocando a retirada dos mesmos (MARTINS *et.al.*, 2017). Sendo assim, as diversas formas de repressão histórica dos órgãos ambientais às comunidades tradicionais geraram uma certa hostilidade por parte das comunidades a esses órgãos, o que faz com que muitas vezes as pessoas incorporem o discurso de fim das unidades de conservação.

A região está prestes a experienciar uma segunda versão do Projeto Turis da década de 1970. Como já foi mencionado no início do terceiro capítulo, é bem comum se ouvir de comunitários mais velhos que áreas atualmente florestadas eram antigas roças. No entanto, o mapeamento de uso e cobertura do solo realizado por

<sup>34</sup> <https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/noticias/tcu-aprova-leilao-dutra-rio-santos-r-14-8-bilhoes-investimentos> - acesso em 30/07/2021

<sup>35</sup> <https://g1.globo.com/natureza/noticia/2019/03/29/ibama-exonera-servidor-que-multou-bolsonaro-por-pesca-irregular.ghtml> - acesso em 30/07/2021

<sup>36</sup> <https://g1.globo.com/natureza/noticia/2019/05/23/estacao-ecologica-que-bolsonaro-quer-transformar-em-cancun-brasileira-e-refugio-de-especies-ameacadas.ghtml>

Silva (2010) demonstra que ainda que tenha havido um ligeiro aumento de vegetação em recuperação (0,72 km<sup>2</sup>) após a abertura da Rio-Santos na década de 1970, a redução de floresta foi muito maior (180 km<sup>2</sup>; -23%), acompanhada de um aumento significativo na ocupação humana de 160% (tabela 36).

Tabela 36. Mudança de uso e cobertura do solo no município de Paraty entre 1973 e 2008. Extraído de Silva (2010).

Classe de uso e cobertura do solo /ano (em Km <sup>2</sup> )	1973	1986	1993	2000	2007	2008	2008/1973 *	1973/2008 ** (%)
Vegetação densa (inclusive mangues)	777,1	666,4	649,3	650,1	613,4	597,1	0,77	-23
Porcentagem de área florestada	84,3	72,3	70,4	70,5	66,5	64,8		
Rochas expostas	19,28	19,28	19,28	19,28	19,28	19,28	1,00	0
Praias e costões rochosos	3,12	3,12	3,12	3,12	3,12	3,12	1,00	0
Ocupação Humana	115,3	230,8	247,9	247,1	283,0	299,4	115,3	160
Estrada	7,25***	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	0,33	-67
Vegetação em Recuperação	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,72	-	-

\* área ocupada em 2008 com base na área inicial \*\* evolução percentual entre 1973 e 2008

\*\*\*em construção

Ou seja, o manejo tradicional - que permitiu a subsistência histórica das populações locais sem que isso implicasse na perda da resiliência ambiental das áreas manejadas - foi reprimido por políticas de preservação ambiental a favor de projetos de “desenvolvimento” econômico que são, esses sim, produtores de grandes impactos sociais e ambientais. Conforme argumenta Fernandez (2011), a criação de unidades de conservação são representações de um caráter ideológico tipicamente urbano que não questiona nem ameaça o modelo dominante de desenvolvimento econômico. O histórico de criação de áreas protegidas no Brasil mostra que, apesar de representarem algum impedimento à privatização dos recursos naturais, elas também puderam ser combinadas ou fizeram parte de projetos desenvolvimentistas com atividades econômicas de grande impacto social e ambiental em seu entorno (FERNANDEZ, 2011).

Silva (2010) observou, ainda, um aumento da ocupação em encostas, o que gera um aumento da suscetibilidade do terreno devido a cortes de encosta e aterros para construção de casas, desmatamento, assim como uma maior probabilidade de as pessoas serem afetadas caso ocorram eventos extremos. A expansão constante e acelerada da ocupação e do mercado imobiliário na região traz consequências potenciais ao considerarmos também que as variabilidades climáticas tanto naturais, quanto provocadas por ações humanas em escalas diversas, incluem igualmente a possibilidade de ocorrência de anos secos, abaixo das médias

pluviométricas anuais, como foi o caso da crise hídrica de 2014. O aumento da ocupação provoca consequentemente o aumento da demanda no consumo da água, o que em anos menos chuvosos gera uma pressão sobre o recurso. A concessionária Águas de Paraty S/A assumiu os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário da área urbana da cidade em abril de 2014, possivelmente impulsionada pela crise. Em 2017, a empresa foi alvo de denúncias dos moradores pelos serviços prestados e pelo preço cobrado pela água, que aumentou exorbitantemente desde o final de 2016<sup>37</sup>. Nas áreas rurais, onde a captação da água é realizada diretamente de nascentes, a redução da oferta hídrica em anos mais secos associada com o aumento da ocupação pode provocar conflitos pelo acesso à água, como ocorreu em 2014.

Em decorrência de todos esses processos na região, atualmente muitas comunidades são extremamente dependentes do turismo como fonte de renda. No entanto, diversos turistas não respeitam a cultura local. Existem comunitários que recebem turistas em seus territórios que se incomodam com muito barulho ou uso de drogas por exemplo, visto que muitos são religiosos. Torna-se essencial uma outra forma de turismo, um turismo consciente que gere renda para as comunidades locais, que tenha educação ao entrar no território, que peça licença e respeite a história daquelas pessoas e daqueles lugares.

O histórico dessas comunidades é um histórico de muita luta e adaptação às condições externas que lhes foram sendo impostas pelas diferentes fases do modelo socioeconômico dominante. A valorização das culturas tradicionais e a reafirmação de suas territorialidades, que envolvem seus universos tanto materiais como simbólicos, frente aos avanços do modelo hegemônico de desenvolvimento se coloca como aspecto fundamental para as populações locais em sua luta política pelo direito ao território e pela reprodução cultural de seus modos de vida que estão em constante adaptação. A exclusão e invisibilidade dessas populações frente ao modelo econômico dominante ao longo da história fez com que elas desenvolvessem conhecimentos, modos de vida e modos de se relacionar com a natureza muito distintos das sociedades urbano-industriais capitalistas e que podem nos ensinar muito sobre novas formas de relações socioecológicas frente a atual crise civilizatória.

---

<sup>37</sup> <https://g1.globo.com/rj/sul-do-rio-costa-verde/noticia/moradores-de-paraty-rj-reclamam-de-cobranca-indevida-na-counta-de-agua.ghtml>

## 5 Referências

ADAMS, C. As Florestas Virgens Manejadas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Antropologia** v. 10, n. 1, p. 3-20, 1994.

ADAMS, Cristina. As roças e o manejo da Mata Atlântica pelos caiçaras: uma revisão. **Interciência**, v. 25, n. 3, 2000.

ADAMS, C. Identidade Caiçara: exclusão histórica e sócio-ambiental. In. Atualidades em Etnobiologia e Etnoecologia. **IV Simposio Brasileiro de Etnobiologia e Etnoecologia**. Recife: Sociedade Brasileira de Etnobiologia e Etnoecologia. 2002. p.27-43

ADAMS, C.; MURRIETA, R.S.S. Agricultura de corte e queima e florestas tropicais em um mundo em mudança. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 0-0, 2008.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). HIDRO: Sistema de Informações Hidrológicas. **Manual do usuário**. 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Diretrizes e análises recomendadas para a consistência de dados**. Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica. -- Brasília: ANA, SGH, 2011. 18p.

ALENCASTRO, L.F. África, números do tráfico atlântico. In. SCHWARCZ, L. & GOMES, F. (orgs.). **Dicionário da Escravidão e Liberdade: 50 textos críticos**. 1ª ed. São Paulo: Companhia das Letras. 2018.

ALMEIDA, M. C. Concepções de natureza e conflitos pelo uso do solo em Parati-RJ: uma abordagem através da noção de redes sócio-técnicas. **II Encontro Nacional de Economia Ecológica**, 1997.

ALMEIDA, A.C, SOARES, J.V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Rev. Árvore**, Viçosa-MG, v. 27 n.2. 2003.

AMOOZEGAR, A.; WARRICK, A. W. **Hydraulic conductivity of saturated soils: field methods. Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods**, v. 5, p. 735-770, 1986.

AMOOZEGAR, A. A compact constant-head permeameter for measuring saturated hydraulic conductivity of the vadose zone. **Soil Science Society of America Journal**, v. 53, n. 5, p. 1356-1361, 1989a.

AMOOZEGAR, A. Comparison of the Glover solution with the simultaneous-equations approach for measuring hydraulic conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, v. 53, n. 5, p. 1362-1367, 1989b.

AMOOZEGAR, A., & WILSON, G. V. Methods for measuring hydraulic conductivity and drainable porosity. **Agricultural drainage**, 38, 1149-1205. 1999.

ARCOVA, F. C. S; DE CICCIO, V.; ROCHA, P. A. B. Precipitação Efetiva e Interceptação das Chuvas por Floresta de Mata Atlântica em uma Microbacia Experimental em Cunha São Paulo. **Rev. Árvore**, Viçosa-MG, v.27, n.2, p.257-262, 2006.

ARMOND, N.B. **Entre eventos e episódios: as excepcionalidades das chuvas e os alagamentos no espaço urbano do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Estadual Paulista. Presidente Prudente, 2014. 239 f.

ARRUDA, R. “Populações Tradicionais” e a proteção dos recursos naturais em Unidades de Conservação. **Ambiente e Sociedade**, ano II, n.5. 1999.

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

BARRETTO, E. H. P., & CATHARINO, E. L. M. Florestas maduras da região metropolitana de São Paulo: diversidade, composição arbórea e variação florística ao longo de um gradiente litoral-interior, Estado de São Paulo, Brasil1. **Hoehnea**, 42, 445-469. 2015.

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.

BENGOA, G. Siete Notas Sobre História ambiental. **Theomai. Red de Estudios sobre Sociedad, Naturaleza y Desarrollo**. Universidad Nacional de Quilmes, Centro de Estudios e Investigaciones. In. <http://theomai.unq.edu.ar/artbengoa001.htm>, acesso em 25/06/2017.

BERNARDES, S. Agricultura tradicional, agrofloresta e luta pelo território. In. LAHAM, B.; AIRES, F.; SOTO, G.; ARRUDA, L.G. (Orgs.). **Sustentabilidades, Gestão Pública e hortas escolares: perspectivas diante da crise socioambiental**. São Paulo, 2020.

BERTONI, J. C. & TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C. E. M (Org.). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2 ed., 2000. p. 177-243.

BLOW, F. E. Quantity and hydrologic characteristics of litter under upland oak forests in Eastern Tennessee. **Journal of Forestry**, v.53, p.190-195, 1955.

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. 2013.

BOSERUP, E. **Evolução agrária e pressão demográfica**. São Paulo, Editora Hucitec. 141 p. 1972.

BREARLEY, Francis Q. et al. Structure and floristics of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. **Forest Ecology and Management**, v. 195, n. 3, p. 385-397, 2004.

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. trimestre enero-marzo, 1965.

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.

CAPORAL, F.R. Agroecologia: uma nova ciência para apoiar a transição a agriculturas mais sustentáveis. In. CAPORAL, F.R.; COSTABEBER, J.A.; PAULUS, G. (Orgs.). **Agroecologia: uma ciência do campo da complexidade** Brasília: 2009. p. 9-46.

CAPRA, F. **A Teia da Vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. São Paulo: Cultrix, 2006. 256 p.

CARDOSO, C. F. **Agricultura, Escravidão e Capitalismo**. Petrópolis: Vozes, 1979.

CARPENEDO, V., & MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 14(1), 99-105. 1990.

CARVALHO FILHO, A. D., LUMBRERAS, J. F., WITTERN, K. P., Lemos, A. L., dos SANTOS, R. D., CALDERANO FILHO, B., ... & de LIMA, P. C. Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do Estado do Rio de Janeiro. **Embrapa Solos-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**. 2003.

CASTRO FILHO, C. MUZILLI, O., PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 527-538, 1998.

CESÁRIO, F., DONAGEMMA, G., Ruiz, H. A., & BALIEIRO, F. D. C. Estabilidade de agregados em água: análise crítica e padronização. **Embrapa Solos-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**. 2010.



CHAZDON, R. L., LETCHER, S. G., VAN BREUGEL, M., MARTÍNEZ-RAMOS, M., BONGERS, F., & FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary. Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 362(1478), 273-289. 2007.

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

CHAZDON, Robin L. **Renascimento de florestas. Regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CLARK, D. B. Abolishing Virginity. In. **Journal of Tropical Ecology**. Cambridge University Press: 1996. p. 735-739.

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

COELHO, C.A.S; CARDOSO, D. H.F; FIRPO, M.A.F. A seca de 2013 a 2015 na região sudeste do Brasil. **Revista Climanalise**, p. 55-66, 2016.

COELHO NETTO, A.L. Surface **Hydrology and Soil Erosion in a Tropical Mountainous Rainforest Drainage 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.

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: MARGOTTINI, C; CANUTI, P.; KYOJISASSA. (Org.). **Landslide Science and Practice**. 1ed.Berlin: Springer Berlin Heidelberg, v. 6, 377-384p. 2013.

CUARTAS, L. A., TOMASELLA, J., NOBRE, A. D., HODNETT, M. G., WATERLOO, M. J., MÚNERA, J. C. Interception water-partitioning dynamics for

a pristine rainforest in Central Amazonia: Marked differences between normal and dry years. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 142, p. 69-83, 2007.

DANTAS, M. E. Geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro. Brasília, **CPRM**, 2000.

DANTAS, M. E., SHINZATO, E., MEDINA, A. I. D. M., SILVA, C. R. D., PIMENTEL, J., LUMBRERAS, J. F. CALDERANO, S.B.; CARVALHO FILHO, A. D. **Diagnóstico geoambiental do estado do Rio de Janeiro**. 2005.

DANTAS, M.E.; COELHO NETTO, A.L. A denudação antropogênica da paisagem: processos erosivodepositacionais no médio Vale do Rio Paraíba do Sul. In: OLIVEIRA, R.R.; LAZOS, A.E.R. (Org.). **Geografia Histórica do café no Vale do Rio Paraíba do Sul**. 1ed.Rio de Janeiro: Editora PUC-Rio, 2018, v. 1, Cap. 5 p. 107-127.

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.

DERECZYNSKI, C.; SILVA, W. L.; MARENGO, J. Detection and projections of climate change in Rio de Janeiro, Brazil. **American Journal of Climate Change**, v. 2, p. 25-33. 2013.

DIEGUES, A. C. S. **O mito moderno da natureza intocada**. 3ª edição. Hucitec núcleo de apoio a pesquisas sobre populações humanas e áreas úmidas brasileiras, USP. São Paulo: 1996. 169 p.

DONHA, C. G. **Dinâmica de crescimento e estoque de biomassa, carbono e nutrientes em espécies arbóreas da Floresta Atlântica no Sul do Brasil**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná. 2016.

D'ORAZIO, F. D. A. E., & CATHARINO, E. L. M. Estrutura e florística de dois fragmentos de florestas aluviais no Vale do rio Paraíba do Sul, SP, Brasil. **Hoehnea**, 40(3), 567-582. 2013.

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**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997, 212 p.

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

FERNANDES, J. A. **Flora Associada a Ruínas de Antigos Engenhos de Martim de Sá e Praia do Engenho, Paraty, RJ**. Monografia de Graduação. Instituto de Biologia, Departamento de Botânica. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2011. 25 p.

FERNANDEZ, A. C. F. Um Rio de florestas: uma reflexão sobre o sentido da criação dos parques na cidade do Rio de Janeiro. **Estudos Históricos**. 2011, vol.24, n.47, p. 141-161.

FIGUEIRÓ, A. S. & COELHO NETTO, A.L. Climatic variability and pluviometric trends in a humid tropical environment at Resende municipality-middle Paraíba do Sul river valley (Rio de Janeiro-Brazil). **Brazilian Geographical Journal**, v. 2, n. 2, 2011.

FIGUEIRÓ, A. S. Flutuações ambientais de curto prazo na interface floresta-cidade e aumento da vulnerabilidade a desastres: uma análise a partir da cidade do Rio de Janeiro-RJ. **ENTRE-LUGAR**, v. 3, n. 6, p. 19-43, 2012.

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.

FOSTER, D., SWANSON, F., ABER, J., BURKE, I., BROKAW, N., TILMAN, D., & KNAPP, A. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. **BioScience**, 53(1), 77-88. 2003.

FRAGA, J. S. **Aspectos vegetacionais relevantes à hidrologia de floresta secundária com idades distintas: subsídios à compreensão de estabilidade de encostas**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014. 125 p.

FRAGA, J. S.; OLIVEIRA, R. R.; AMORIM, T.A.; SILVA, I. M.; & NETTO, A. L. C. Florestas secundárias de diferentes idades e a estabilidade de encostas em Nova Friburgo (Estado Do Rio De Janeiro, Brasil) **PESQUISAS, BOTÂNICA** Nº 68:287-309 São Leopoldo: Instituto Anchieta de Pesquisas, 2015.

FRAGA, J. S.; OLIVEIRA, R. R.; QUINTEIRO, M. Café com cachaça: as conexões da paisagem no Vale do Rio Paraíba do Sul no século XIX (SP e RJ). In: OLIVEIRA, R.R.; LAZOS, A.E.R. (Org.). **Geografia Histórica do café no Vale do Rio Paraíba do Sul**. 1ed.Rio de Janeiro: Editora PUC-Rio, 2018, v. 1, p. 61-81.

FRAGOSO, C., BROWN, G. G., PATRÓN, J. C., BLANCHART, E., LAVELLE, P., PASHANASI, B., SENAPATI, B.; KUMAR, T. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. **Applied soil ecology**, 6(1), 17-35. 1997.

FREITAS, L.; CRISTO, C.; LAFETÁ, C.; MAZZIERI, E.; CANANEA, M.; CHALTEIN, P.; NASCIMENTO, V.; GALLO, E. Strategic Management to Strengthen the Lifestyles of Traditional Communities Towards Climate Change Adaptation: The Advisory Role Regarding Strategic Management of the

Observatory for Sustainable and Healthy Territories (OTSS). In: FILHO, W. L. & FREITAS, L. (Eds.). **Climate Change Adaptation in Latin America Managing Vulnerability, Fostering Resilience**. Springer, 2018.

FREITAS, M.A.B. **O extrativismo de açaí (*Euterpe oleracea* mart.) E a natureza das assembleias de árvores em várzea amazônica**. Tese (Doutorado em Biologia Florestal). Universidade Federal de Pernambuco. 2019.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico 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.

GARCÍA-MONTIEL, D. C. El legado de La actividad humana em los bosques neotropicales contemporáneos. In. GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: LUR, 2002. p.97-112.

GAZEL FILHO, A. B., & LIMA, J. D. S. Cultivo da pupunheira (*Bactris gasipaes* HBK) para produção de fruto no Amapá. **Embrapa Amapá-Circular Técnica (INFOTECA-E)**. 2001.

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.

GOMES, L. J., CARMO, M. D., & SANTOS, R. D. Conflitos de interesses em unidades de conservação do município de Parati, Estado do Rio de Janeiro. **Informações Econômicas**, 34(6), 17-27. 2004.

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

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

GONZALEZ, L. A categoria político-cultural de amefricanidade. **Tempo Brasileiro. Rio de Janeiro**, Nº. 92/93 (jan./jun.). 1988, p. 69-82.

GÖTSCH, E. **Break-through in agriculture**. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1994.

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

GROPPO, J. D. **Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia.** Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2010. 80 p.

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., BEZERRA, J. F. R., JORGE, M. D. C. O., & FULLEN, M. A. The geomorphology of Angra dos Reis and Paraty municipalities, southern Rio de Janeiro State. **Revista Geonorte**, 4(13), 1-21. 2013.

HAESBAERT, R. Território e multiterritorialidade em questão. In: **Viver no Limite: território e multi/transterritorialidade em tempos de in-segurança e contenção.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2014, p. 53 – 86.

HARVEY, D. **Espaços de esperança.** Edições Loyola, 2000.

HARDT, E., PEREIRA-SILVA, E. F. L., ZAKIA, M. J. B., & LIMA, W. D. P. Plantios de restauração de matas ciliares em minerações de areia da bacia do rio Corumbataí: eficácia na recuperação da biodiversidade. **Scientia Florestalis**, 70, 107-123. 2006.

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

HEILBRON, M., EIRADO, L.G.& ALMEIDA, J. (Org). Mapa Geológico e de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro. Escala 1:400.000 **Programa Geologia do Brasil (PGB), Mapas Geológicos Estaduais. CPRM-Serviço Geológico do Brasil**, Superintendência Regional de Belo Horizonte. 2016.

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

HOLLING, C.S; GUNDERSON, L.H; LUDWIG, D. In Quest of a Theory of Adaptive Change. IN: GUNDERSON, L. H., & HOLLING, C. S. (Eds.). **Panarchy: understanding transformations in human and natural systems**. Island press. Chapter 1. p. 3-22. 2002.

HÖLSCHER, D., KÖHLER, L., VAN DIJK, A. I., & BRUIJNZEEL, L. A. The importance of epiphytes to total rainfall interception by a tropical montane rain forest in Costa Rica. **Journal of Hydrology**, 292(1), 308-322. 2004.

IBAMA. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina**. 2002.

IBAMA. **Plano de Manejo da APA de Cairuçu**. 2004.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 2º edição. Rio de Janeiro, 2007.

ICMBio. **Plano de Manejo da APA de Cairuçu**. 2018.

IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

JANSEN, R. C. **Distribuição dos Sistemas Radiculares em Encostas Florestadas e sua influência sobre a Infiltração**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

JARDIM, C. H. A "crise hídrica" no sudeste do Brasil: aspectos climáticos e repercussões ambientais. **Revista Tamoios**, 11(2). 2015.

JUNIOR, A. W. S., JÚNIOR, W. G. F., DE MENEZES, L. F. T., & MARTINS, S. V. Estrutura e grupos ecológicos de um trecho de floresta estacional semidecidual montana no município de Dom Silvério, Minas Gerais. **Revista Interface** (Porto Nacional), 12(12), 55-69. 2016.

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.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison, WI, 1986.

KLEINMAN, P. J. A.; PIMENTEL, D.; BRYANT, R. B. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 52, n. 2-3, p. 235-249, 1995.

LAMEGO, A. R. R. **O Homem e a Guanabara**. Edição da Divisão Cultural, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Conselho Nacional de Geografia. 1964.

LAWALL, S. **Modificações na hidrologia dos solos em resposta as alterações de uso e cobertura na bacia hidrográfica do Bonfim, região serrana do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2010. 197p.

LAZOS-RUIZ, A. E.; NETTO, A. L. C. DANTAS, M.E.; OLIVEIRA, R. R. Cenários do passado no Vale do Rio Paraíba do Sul e a entrada do Antropoceno no Sudeste brasileiro. In: OLIVEIRA, R.R.; LAZOS, A.E.R. (Org.). **Geografia Histórica do café no Vale do Rio Paraíba do Sul**. 1ed.Rio de Janeiro: Editora PUC-Rio, 2018, v. 1, p. 61-81.

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

LEVIA, D. F., FROST, E. E. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. **Progress in Physical Geography**, v. 20, n. 5, p. 605-632, 2006.

LINHARES, M. Y.; SILVA, F. C. T. A questão da agricultura de subsistência (1981). In: WELCH, C. A. MALAGODI, E., CAVALCANTI, J. S., & WANDERLEY, M. D. N. B. **Camponeses brasileiros: leituras e interpretações clássicas**, v. 1. Editora UNESP; NEAD, 2009.

LIMA, L. R. **Quilombos e políticas de reconhecimento: o caso do Campinho da Independência**. Dissertação (Mestrado em Antropologia Social). Universidade de São Paulo, 2009.

LOURENÇO, T. P. **O império dos Souza Breves nos oitocentos: política e escravidão nas trajetórias dos comendadores José e Joaquim de Souza Breves**. Niterói. Dissertação (Mestrado em História). Universidade Federal Fluminense, 2010.

MAC CORD, M. & SOUZA, R. Trabalhadores Livres e Escravos. In: SCHWARCZ, L. & GOMES, F. (orgs.). **Dicionário da Escravidão e Liberdade: 50 textos críticos**. 1ª ed. São Paulo: Companhia das Letras. 2018.

MACHADO, L. O. Angra dos Reis: porque olhar para o passado? **Diagnóstico Sócio-Ambiental do Município de Angra dos Reis**, Convênio FURNAS-UFRJ, Rio de Janeiro, 1995

MARENGO, J. A., NOBRE, C. A., SELUCHI, M. E., CUARTAS, A., ALVES, L. M., MENDIONDO, E. M., OBRIGÓN, G. & SAMPAIO, G. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, (106), 31-44. 2015.

MARCHIORI, N.M. **Aspectos Funcionais da Floresta Ombrófila Densa Montana, PESH: estrutura, biomassa aérea, uso de nitrogênio de fotossíntese.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. 2012. 122p.

MARTINS, J.S. **O cativoiro da Terra.** 9ª edição – São Paulo: Contexto. 2015.

MARTINS, J.; RICHTER, M.; SOUZA, E. Análise dos conflitos por terra no município de Paraty-RJ por meio do estimador de densidade Kernel. **Revista Continentes (UFRRJ)**, ano 6, n11, 2017.

MARQUADT, B. Historia de la Sustentabilidad. Um concepto medioambiental em la historia de la Europa Central (1000-2006). **História Crítica** n. 32 Bogotá, julio-diciembre, p. 18-64. 2006.

MARQUES, C.M. **À Margem da Economia: caça e protocampesinato negro no litoral sul fluminense (1800-1888).** Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em História. Universidade Federal Fluminense. 2011. 126 f.

MARQUES, M.C.O. **Influência de vegetação florestal secundária e de gramínea na hidrologia de encostas: subsídios aos estudos dos movimentos gravitacionais de massa em Nova Friburgo (RJ).** Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2016.

MARQUESE, R. Diáspora africana, escravidão e a paisagem da cafeicultura no Vale do Paraíba oitocentista. **Almanack Brasileiro**, n. 7, p. 138-152, 2008.

MASSOCA, P. E.S., JAKOVAC, A. C. C., BENTOS, T. V., WILLIAMSON, G. B., & MESQUITA, R. D. C. G. Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia central. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, 7(3), 235-250. 2012.

MATEUS, F. A. **Serviços ecossistêmicos observados na restauração florestal de pastagens abandonadas a partir da espécie facilitadora *Clidemia urceolata* DC.** Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2015. 75 p.

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.

MELLO, D. História e as estórias. In. NOGARA, P. (Org.). **Mamanguá: Berçário Marinho e Reduto Tradicional de Caiçaras.** 1 ed. São Paulo: Paulo Nogara, 2005. 160 p. Cap. 2 p. 41 – 53.

MELO, A.S. What do we win ‘confounding’ species richness and evenness in a diversity index? **Biota Neotrop.**, 8(3). 2008.

MESAROVIC, M. M. Global warming and other climate change phenomena on the geological time scale. **Thermal Science**, v. 23, n. Supl. 5, p. 1435-1455, 2019.



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.

MOLINA, M.G. Sociedad, Naturaleza, Metabolismo Social. In: LÓPEZ, L. (coord.). **Água, poder urbano y metabolismo social**. México: Instituto de Ciencias Sociales y Humanidades, 2009. p. 217 – 243.

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.

MORRIS, R. Anthropogenic Impacts on Tropical Forest Biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. **Phil. Trans. R. Soc. B**. v. 365. 2010. p. 3709 – 3718

MOURA, A. E. S. S. D., CORREA, M. M., SILVA, E. R. D., FERREIRA, R. L. C., FIGUEIREDO, A. D. C., & POSSAS, J. M. C. Interceptação das chuvas em um fragmento de floresta da Mata Atlântica na Bacia do Prata, Recife, PE. **Revista Árvore**, 33, 461-469. 2009.

NALON, M. A., VELLARDI, A. C. V. Estudo do balanço hídrico nas escarpas da serra do mar, região de Cubatão, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 5, n. 1, p. 39-58, 1993.

NASCIMENTO, V. O Fórum de Comunidades Tradicionais e o Observatório de Territórios Sustentáveis e Saudáveis da Bocaina. In: GALLO, E.; NASCIMENTO, V. (Orgs.) **O território pulsa: territórios sustentáveis e saudáveis da Bocaina: soluções para a promoção da saúde e do desenvolvimento sustentável territorializados**. Paraty, RJ: Fiocruz, 2019. p.13-21.

NEVES, S.R.A. **Análise prognóstica de processos erosivos na bacia hidrográfica do rio Mateus Nunes (Paraty, RJ)**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2015.

NIMER, E. Climatologia do Brasil, **IBGE**. Rio de Janeiro, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 422p, 1989.

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.

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

NOVAES, A. Os caminhos antigos no território fluminense. **Inventário das Fazendas do Vale do Paraíba Fluminense**, v. 2, p. 53-78, 2008.

NYE, P. H. The soil under shifting cultivation. **Commonwealth Agricultural Bureaus**; England, 1960.

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

OLIVEIRA, R.R. de. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, v. 53, n. 82, p. 33-58, 2002.

OLIVEIRA, R. R. Mata Atlântica, paleo-territórios e História ambiental. **Ambiente e Sociedade (Campinas)**, v. X, p. 11-24, 2007.

OLIVEIRA, R. R. When the shifting agriculture is gone: functionality of Atlantic Coastal Forest in abandoned farming sites. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Ciências Humanas, v. 3, n. 2, p. 213-226, 2008.

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, R. R.; ENGEMANN, C. História da paisagem e paisagens sem história: a presença humana na Floresta Atlântica do Sudeste Brasileiro. **Esboços-Revista do Programa de Pós-Graduação em História da UFSC**, v. 18, n. 25, p. 9-31, 2009.

OLIVEIRA, R.R.; SILVA, I.M. História da paisagem e paisagens sem história: espécies exóticas e nativas manejadas na Mata Atlântica. In. PEIXOTO, A. L. & SILVA, I. M. (Org.) **Saberes e usos de plantas: legados de atividades humanas no Rio de Janeiro**: Editora PUC-RJ, 2011. 228 p.

OLIVEIRA, L. S., MARANGON, L. C., FELICIANO, A. L. P., DE LIMA, A. S., CARDOSO, M. D. O., & DA SILVA, V. F. Florística, classificação sucessiona e síndromes de dispersão em um remanescente de Floresta Atlântica, Moreno-PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 6(3), 502-507. 2011.

OLIVEIRA, R. R., FRAGA, J. S., DA SILVA SALES, G. P., & NETTO, A. L. C. Perda de funções ecológicas em florestas de encosta de Angra Dos Reis, RJ. **PESQUISAS, BOTÂNICA** Nº 63:41-53 São Leopoldo: Instituto Anchieta de Pesquisas, 2012.

OLIVEIRA, R. R.; SOLÓRZANO, A. Três hipóteses ligadas à dimensão humana da biodiversidade da Mata Atlântica. Fronteiras: **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 3, n. 2, p. 80-95, 2014.

OLIVEIRA, R. R. Fruto da terra e do trabalho humano: paleoterritórios e diversidade da Mata Atlântica no Sudeste brasileiro. **Revista de História Regional**, v. 20, p. 277-299, 2015.

OLIVEIRA, M.R.P.; GALVANI, E. Avaliação do efeito orográfico na variação das precipitações no perfil longitudinal Paraty (RJ) e Campos do Jordão (SP). **ENTRELUGAR**, v. 6, n. 11, p. 133-151, 2015.

OLIVEIRA, R. R.; FERNANDEZ, A.C.F. Entre roças e florestas: passado e presente na Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Pós-Graduação**, v. 13, p. 777-802, 2017.

OSWALDO CRUZ, J.; GALLO, E.; ABIRACHED, C.F.A. Águas do Carapitanga: cultura e gestão hídrica. In: GALLO, E.; NASCIMENTO, V. (Orgs.) **O território pulsa: territórios sustentáveis e saudáveis da Bocaina: soluções para a promoção da saúde e do desenvolvimento sustentável territorializados**. Paraty, RJ: Fiocruz, 2019. p.209-222.

PÁDUA, J.A. As Bases Teóricas da História ambiental. **Estudos Avançados** 24 (68), p. 81- 101, 2010.

PARROT, L.; LANGE, H. An introduction to complexity Science. In: MESSIER, C.; PUETTMANN, K.J.; COATES, K. D. (Ed.). **Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change**. Routledge, 2013.

PEDROSO JÚNIOR, N. N., MURRIETA, R. S. S., & ADAMS, C. A agricultura de corte e queima: um sistema em transformação. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, 3(2), 153-174. 2008.

PEREIRA, A.B.; SHOCK, C.C.; FEIBERT, E.B.; FLOCK, R.J.; LIMA, L.; FERNANDES, N. **Monitoramento da irrigação por meio da tensão da água do solo**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2006.

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.

PIZARRO, J. S. A. **Memória Históricas do Rio de Janeiro**, vol. 3. Imprensa Nacional, 1822.

PORTO-GONÇALVES, C. W. **A globalização da natureza e a natureza da globalização**. Editora Record, 2006.

PORTO-GONÇALVES, C. W. A ecologia política na América Latina: Reapropriação social da natureza e reinvenção dos territórios. **R. Inter. Interdisc. INTERthesis**, Florianópolis, v.9, n.1, p.16-50, Jan./Jul. 2012.

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.

QUIJANO, A. 2000 Colonialidade del poder y clasificación social. **Journal of world-systems research**, v. 2, p. 342-386, 2000. Special Issue.

RAMOS, E; TORRES, R.B.; VEIGA, R.F.A. & JOLY, C.A. Study of the arboreal component in two areas of the Submontane Rainforest in Ubatuba, São Paulo State. **Biota Neotrop.** 11(2). 2011.

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.

REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., TABARELLI, M., FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16(4), 208-214. 2018.

RIBEIRO, M. C., METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., PONZONI, F. J., & HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, 142(6), 1141-1153. 2009.

ROSA, L.P.G. **Florística e fitossociologia da Floresta Atlântica montana no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual do Rio de Janeiro. 2013.

RUA, J. Desenvolvimento, Espaço e Sustentabilidades. In. RUA, J. (org) **Paisagem, Espaço e Sustentabilidades**. Rio de Janeiro: PUC-Rio, 2007.

SALEMI, L. F., GROPPPO, J. D., TREVISAN, R., SEGHESI, G. B., MORAES, J. M. D., FERRAZ, S. F. D. B., & MARTINELLI, L. A. Consequências hidrológicas da mudança de uso da terra de floresta para pastagem na região da floresta tropical pluvial Atlântica. **Revista Ambiente & Água**, 7, 127-140. 2012.

SANSOLO, D.G.; JUSTO, M.G.; SCHIAVINATTO, M.; VILLANI, G.G.; FERNANDES, S.A.S. Tecnologias socioterritoriais, soberania e segurança alimentar e nutricional. In. SANSOLO, D.G.; ADDOR, F.; EID, F. **Tecnologia social e reforma agrária popular**. São Paulo: Cultura Acadêmica Editora, 2021. p. 99-127.

SANT'ANNA NETO, J. L. Por uma Geografia do Clima-antecedentes históricos, paradigmas contemporâneos e uma nova razão para um novo conhecimento. **Terra Livre**, 2(17), 49-62. 2001.

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.

SANTOS, V. S., SOLÓRZANO, A., GUEDES-BRUNI, R. R., & OLIVEIRA, R. R. Composição do estrato arbóreo de um paleoterritório de carvoeiros no Maciço da Pedra Branca, RJ. **Pesquisas Botânica**, 57, 181-192. 2006.

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 (Mestrado em Geografia) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SATO, A. M. **Influência do manejo de plantios de eucalipto na hidrologia e erosão: Bacia do rio Sesmaria, Médio Vale do Rio Paraíba do Sul**. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

SCHIAVINATTO, M., DE SOUSA FERNANDES, S. A., SAN SOLO, D. G., & DE OLIVEIRA CAROCA, L. Produção agroecológica e sustentabilidade: possibilidades para a construção da soberania alimentar. **Ciência Geográfica - Bauru** - Ano XXIII - Vol. XXIII - (2): Janeiro/Dezembro – 2019.

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.

SCHRUMPF, M. AXMACHER, J. C., ZECH, W., LYARUU, H. V. Net precipitation and soil water dynamics in clearings, old secondary and old-growth forests in the montane rain forest belt of Mount Kilimanjaro, Tanzania. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 3, p. 418-428, 2011.

SCHWARCZ, L. & GOMES, F. (orgs.). **Dicionário da Escravidão e Liberdade: 50 textos críticos**. 1ª ed. São Paulo: Companhia das Letras. 2018.

SCHWARTZ, S. B. **Escravos, roceiros e rebeldes**. Edusc, 2001.

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

SILVA, A. F. D., OLIVEIRA, R. V. D., SANTOS, N. R. L., & PAULA, A. D. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, 27, 311-319. 2003.

SILVA, C. T. D., REIS, G. G. D., REIS, M. D. G. F., SILVA, E., & CHAVES, R. D. A. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, 28, 429-441. 2004.

SILVA, O.C.A. **Análise da suscetibilidade a escorregamentos e da evolução do uso e cobertura do solo no município de Paraty – RJ**. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia e Meio Ambiente). Universidade de São Paulo. 2010.

SILVA, L. **Estrutura da Vegetação Associada a Ruínas de Antigos Engenhos de Aguardente do Município de Paraty, RJ**. Monografia de Graduação. Instituto de Biologia, Departamento de Botânica. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2011. 25 p.

SILVA, A. S., SILVA, I. D. F. D., BANDEIRA, L. B., DIAS, B. D. O., & SILVA, L. D. F. D. Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos do solo. **Ciência Rural**, 44, 1783-1789. 2014.

SILVA, R. P. **Comportamento hidrológico de encosta em substrato rochoso granítico sob influência de deslizamento raso – Nova Friburgo, Rio de Janeiro**. 2014. 154 p. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

SILVA NETO, L. D. F. D., SILVA, I. D. F. D., INDA, A. V., NASCIMENTO, P. C. D., & BORTOLON, L. Atributos físicos e químicos de agregados pedogênicos e de coprólitos de minhocas em diferentes classes de solos da Paraíba. **Ciência e agrotecnologia**, 34, 1365-1371. 2010.

SILVEIRA, A. L., LOUZADA, J. A., BELTRAME, L. F. Infiltração e armazenamento no solo. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2 ed., 2001, p. 335 – 372.

SIQUEIRA, P. Os caiçaras e a Rio/Santos. **São Paulo em Perspectiva**, v. 3, n. 4, p. 62-65, 1989.

SOARES, M.P. **Estrutura e diversidade de comunidades e populações vegetais em floresta atlântica de tabuleiros**. Tese (Doutorado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais, 2010

SOARES, F. S.; FRANCISCO, C. N.; SENNA, M. C. A. Distribuição espaço-temporal da precipitação na Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande-RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, p. 125-138, 2014.

SOUZA, M. M. **Parati: a cidade e as festas**. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ, 1994.

SPOLIDORO, M.L.C.V. **Composição e estrutura de um trecho de floresta no médio Paraíba do Sul, RJ**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2001.

STOKES, A.; NORRIS, J.E.; VAN BEEK, L.P.H.; BOGAARD, T.; CAMMERAAAT, 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: ecotechnological solutions**. p. 65-118. 2008.

TABARELLI, M., & MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, 59, 239-250. 1999.

TAVARES, A. C. Critérios de escolha de anos padrões para análise rítmica. **Geografia**, 79-87. 1976

TIRELLI, M. G. **Capacidade de retenção da umidade e produção acumulada de serrapilheira em sítios florestais perturbados da Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2015. 38 p.

TISDALL, J. M., & OADES, J. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of soil science**, 33(2), 141-163. 1982.

TOLEDO, V. M. Metabolismos rurales: hacia una teoría económico-ecológica de la apropiación de la naturaleza. Revibec: **Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. 7, p. 001-26, 2008.

TOLEDO, V. M., & BARRERA-BASSOLS, N. **La memoria biocultural: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales**. Vol. 3. Icaria editorial, 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.

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, 1990.

UHL, C. 1987. Factors controlling sucession after slash and burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology** 75: 377-407.

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

VERMA, S.; JAYAKUMAR, S. Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. **proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences**, v. 2, n. 3, p. 168, 2012.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 213-223, 2011.

VIANNA, L. P. **De invisíveis a protagonistas: populações tradicionais e unidades de conservação**. Annablume Editora, 2008.

WENDLING, B., JUCKSCH, I., MENDONÇA, E. D. S., & NEVES, J. C. L. Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos. **Pesquisa agropecuária brasileira**, 40, 487-494. 2005.

WORSTER D. Para fazer História ambiental. **Estudos Históricos**, v. 4, n. 8, 1991. p. 198.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. **J. Am. Soc. Agron.** 28:337-351. 1936.

ZAÚ, A. S.; COELHO NETTO, A. L.; OLIVEIRA, R. R. Cobertura florestal: degradação, resultantes ecológicas e efeitos de borda no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro/RJ. In: **ENCONTRO IALE-BR**, 1., 2005. Rio de Janeiro/ Vale do Paraíba do Sul/São Paulo, 2005.

ZILLI, M. T.; CARVALHO, L. M., LIEBMANN, B.; DIAS, M.A.S. A comprehensive analysis of trends in extreme precipitation over southeastern coast of Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 5, p. 2269-2279, 2017.

ZWARTENDIJK, B. W., VAN MEERVELD, H. J., GHIMIRE, C. P., BRUIJNZEEL, L. A., RAVELONA, M., & JONES, J. P. G. Rebuilding soil hydrological functioning after swidden agriculture in eastern Madagascar. **Agriculture, ecosystems & environment**, 239, 101-111. 2017.