

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE FLORESTAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E**  
**FLORESTAIS**

**DISSERTAÇÃO**

**Efeitos da Intensificação Agrícola na Fertilidade de Solos e na Comunidade**  
**Arbórea de Remanescentes Florestais**

**Juliana Cristina Tenius Ribeiro**

**2017**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
FLORESTAIS**

**EFEITOS DA INTENSIFICAÇÃO AGRÍCOLA NA FERTILIDADE DE  
SOLOS E NA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTES  
FLORESTAIS**

**JULIANA CRISTINA TENIUS RIBEIRO**

*Sob orientação do professor*  
**André Felipe Nunes Freitas**

*e Co-orientação da pesquisadora*  
**Mariella Camardelli Uzêda**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ  
Novembro de 2017

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

R484e Ribeiro, Juliana Cristina Tenius, 1989-  
Efeitos da intensificação agrícola na fertilidade de  
solos e na comunidade arbórea de remanescentes  
florestais / Juliana Cristina Tenius Ribeiro. - 2017.  
117 f.

Orientador: André Felipe Nunes Freitas.  
Coorientadora: Mariella Camardelli Uzêda.  
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal  
Rural do Rio de Janeiro, Ciências Ambientais e  
Florestais, 2017.

1. Ecologia de paisagens. 2. Fertilidade de solos.  
3. Fragmentação florestal. 4. Composição florística. 5.  
Inventário florístico. I. Freitas, André Felipe  
Nunes, 1972-, orient. II. Uzêda, Mariella Camardelli,  
1968-, coorient. III Universidade Federal Rural do  
Rio de Janeiro. Ciências Ambientais e Florestais. IV.  
Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
FLORESTAIS

**JULIANA CRISTINA TENIUS RIBEIRO**

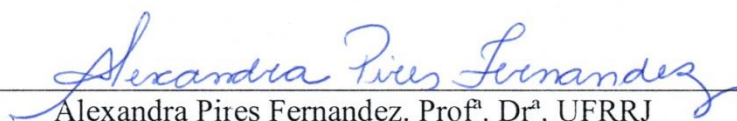
Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 26/05/2017



---

André Felipe Nunes-Freitas. Prof. Dr. UFRRJ  
(Orientador)



---

Alexandra Pires Fernandez. Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. UFRRJ



---

Rodrigo Ornellas Meire. Prof. Ph.D. UFRJ

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus queridos orientadores, que foram muito mais que isso, sendo grandes professores e amigos.

Ao meu orientador André, pela dedicação e amizade e por todos os ensinamentos sobre esse mundo lindo chamado Ecologia.

A minha querida orientadora Mariella, a quem admiro pela enorme competência, por todas as contribuições para o meu crescimento dentro dessa caminhada pela ciência, e por permitir o acontecimento desse trabalho que une duas de minhas paixões: florestas e agricultura.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais e todos os professores com quem tive oportunidade de ter contato nas disciplinas.

A todos os amigos do LEPA que de alguma forma foram todos importantes para a realização desse trabalho. Seja nas reuniões e estudos, nas limpezas ou nas cervejinhas, obrigada pelas ricas discussões e pelas ótimas risadas.

Ao pessoal do LEFBV por todas as discussões e aprendizados entorno da Ecologia.

O meu agradecimento especial para aqueles que tornaram os “árduos” trabalhos de campo, dias de muito alto astral: Pati, Rê, Osmir, Robertinho, Itamar, João e Gui, obrigada por toda a ajuda! Em especial à Patrícia, parceira em toda a execução desse trabalho desde o início.

Agradeço também ao Daniel pelas identificações botânicas e por toda a ajuda no campo.

O meu agradecimento ao pessoal da REGUA pela hospedagem e apoio nos trabalhos de campo!

Ao Naldo companheiro de análises no laboratório, por toda a ajuda com minhas milhares de amostras e pelo cafezinho das tardes!

Aos professores da banca do projeto de dissertação, Alexander, Jerônimo e Rodrigo pelas contribuições.

A professora Érika (Solos) pela atenção e ajuda nas análises de solos.

Ao Luiz Alberto por toda a ajuda nas análises de laboratório.

Aos proprietários das áreas estudadas em Cachoeiras de Macacu e Guapimirim, permitindo nosso trabalho.

A EMBRAPA Agrobiologia pelo apoio logístico e financeiro para a execução desse trabalho.

As entidades financiadoras CAPES pela bolsa de estudos e FAPERJ pelo financiamento do projeto.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro por se tornar minha segunda casa durante esse trabalho e me propiciar momentos maravilhosos de aprendizado e descobertas.

Agradeço aos meus queridos pais por me mostrarem que nos livros encontramos todo o universo, obrigada por todo o apoio durante esse período.

Por fim, agradeço aos meus amores Emanuel e Pedro Luís por estarem comigo durante toda essa caminhada. Obrigada família!

A todos que de alguma forma contribuíram durante o meu mestrado, a minha enorme gratidão!

*“Dentro da semente se encontra, em síntese,  
uma floresta; esta é a ciência de Deus, que os  
homens tentam imitar, e que ainda não  
conseguiram.”*

Kahena

## RESUMO

RIBEIRO, Juliana Cristina Tenius. **Efeitos da intensificação agrícola na fertilidade de solos e na comunidade arbórea de remanescentes florestais**. 2017. 131 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

A intensificação de práticas convencionais de agricultura como altos usos de insumos para adubação e calagem, e intensivo revolvimento do solo, geram efeitos de borda em fragmentos florestais próximos como alterações na fertilidade de solos com possíveis efeitos negativos para a comunidade de árvores. O objetivo deste trabalho foi avaliar mudanças na fertilidade de solos de remanescentes florestais adjacentes a áreas agrícolas com uso intensivo, e a áreas agrícolas de uso extensivo, com baixa intensidade de uso, e verificar os impactos ocasionados na comunidade arbórea desses fragmentos. O estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu no estado do Rio de Janeiro em 14 fragmentos florestais dispersos pela bacia, sendo 7 envoltos por pecuária (UE) e 7 por agricultura (UI). Foram coletadas amostras de solo, submetidas a análises granulométrica e química para estimar os níveis de fertilidade. Foram coletados dados de declividade, orientação e abertura do dossel dos fragmentos. Também foram calculadas as métricas de paisagem de tamanho, razão perímetro-área, isolamento e quantidade de limite agrícola. Através desses dados foram testados modelos lineares generalizados para identificar quais variáveis explicam os níveis de fertilidade dos solos e a abundância e riqueza de espécies pioneiras e tardias dos fragmentos florestais com entorno de agricultura intensiva e extensiva. Também foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis para verificar diferenças nos teores de fertilidade entre fragmentos com entorno UI e UE. Os níveis de fertilidade apresentaram tendência de maiores valores nos fragmentos com UI, apontando fortes evidências de que as práticas agrícolas no entorno causam deposição aérea de nutrientes, causando enriquecimento nutricional em fragmentos próximos a áreas de UI. O limite com agricultura possui influência direta sobre a abundância das espécies, beneficiando as espécies heliófilas em detrimento das espécies esciófilas. A abundância e riqueza das espécies pioneiras são claramente beneficiadas pelo aumento dos níveis de cálcio, enquanto as espécies tardias são fortemente impactadas pelo aumento nos níveis de fósforos resultados indicam uma tendência de dominância de espécies de sucessão mais iniciais em solos enriquecidos nutricionalmente. Dessa forma, o estudo evidencia que a intensa adoção de insumos em áreas cultivadas provocam impactos que ganham a abrangência da escala da paisagem, não apenas na área produtiva em si. Por fim, é necessário se discutir os malefícios provocados pela intensificação da agricultura e a necessidade de estratégias que aliem produção agrícola e conservação de remanescentes naturais.

**Palavras-chave:** Ecologia de paisagens; eutrofização de solos; composição florística.

## ABSTRACT

RIBEIRO, Juliana Cristina Tenius. **Effects of agricultural intensification on soil fertility and tree community of forest remnants.** 2017. 131 p. Dissertation (Master Degree in Environmental and Forest Science). Forest Institute, Federal Rural University of Rio de Janeiro Seropedica, RJ, 2017.

The intensification of conventional farming practices such as high input uses for fertilization and liming, and intensive soil tillage, generate edge effects on nearby forest fragments as changes in soil fertility with possible negative effects on the tree community. The objective of this work was to evaluate changes in the fertility of soils from forest remnants adjacent to agricultural areas with intensive use, and to agricultural areas of extensive use, with low intensity of use, and to verify the impacts caused in the tree community of these fragments. The study was carried out in the Guapi-Macacu River Basin in the state of Rio de Janeiro in 14 forest fragments scattered throughout the basin, 7 which were covered by livestock (EU) and 7 by agriculture (IU). Soil samples were collected, subjected to granulometric and chemical analysis to estimate fertility levels. Data of slope, orientation and opening of the fragments canopy were collected. We also calculated the landscape metrics of size, perimeter-area ratio, isolation and amount of agricultural boundary. Through these data, we tested generalized linear models to identify which variables explain soil fertility levels and the abundance and richness of pioneer and late species of the forest fragments with an intensive and extensive agriculture environment. The Kruskal-Wallis test was also used to verify differences in fertility levels between fragments with IU and EU environment. Fertility levels showed a tendency for higher values in IU fragments, indicating strong evidence that agricultural practices in the environment cause aerial deposition of nutrients, causing nutritional enrichment in fragments close to IU areas. The limit with agriculture has a direct influence on species abundance, benefiting heliophilous species to the detriment of esciphilous species. The abundance and richness of the pioneer species are clearly benefited by increasing calcium levels, while the late species are strongly impacted by increasing phosphorus levels, results indicate a trend of dominance of more initial succession species in nutritionally enriched soils. Thus, the study shows that the intense adoption of inputs in cultivated areas causes impacts that gain the breadth of the landscape scale, not only in the productive area itself. Finally, it is necessary to discuss the harms caused by the intensification of agriculture and the need for strategies that combine agricultural production and conservation of natural remnants.

**Keywords:** Landscape ecology; Soil eutrophication; Floristic composition.



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Mapa de localização dos fragmentos estudados e uso da terra da Bacia Hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ (FIDALGO et al., 2008)..... 6
- Figura 2:** Fragmentos florestais envolvidos por pastagens de uso extensivo (esq.) e por agricultura intensiva de milho (dir.) ..... 8
- Figura 3:** Esquema ilustrativo do delineamento amostral com a representação dos ambientes de 1º, 2º e 3º dos fragmentos e do entorno (sistema agrícola), com a alocação das parcelas e distâncias entre parcelas e ambientes. .... 9
- Figura 4:** Boxplot dos teores de carbono ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), (a, b, c e d) e nitrogênio ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), (e, f, g e h) nas amostras de solo de profundidade 0-5 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ )..... **Erro! Indicador não definido.**
- Figura 5:** Boxplot dos teores de cálcio ( $\text{cmolc.dm}^{-3}$ ), gráficos a, b, c e d e magnésio ( $\text{cmolc.dm}^{-3}$ ) e, f, g e h nas amostras de solo de profundidade 0-5 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ )..... 27
- Figura 6:** Boxplot dos teores de potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos a, b, c e d e fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 0-5 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ )..... **Erro! Indicador não definido.**
- Figura 7:** Boxplot dos teores de carbono ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), gráficos a, b, c e d e nitrogênio ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 5-10 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ )..... 29
- Figura 8:** Boxplot dos teores de cálcio ( $\text{cmolc.dm}^{-3}$ ), gráficos a, b, c e d e magnésio ( $\text{cmolc.dm}^{-3}$ ), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 5-10 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ )..... 30
- Figura 9:** Boxplot dos teores de potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos a, b, c e d e fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 5-10 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam

diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ )..... 31

**Figura 10:** Famílias mais ricas nos remanescentes florestais amostrados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ. Os números sobre as barras correspondem aos valores absolutos de cada família e do somatório de todas as 52 famílias restantes. .... 60

**Figura 11:** Espécies mais abundantes nos remanescentes florestais amostrados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ. Os números sobre as barras correspondem aos valores absolutos de cada espécie. .... 61

**Figura 12:** Escalonamento multidimensional não métrico da composição da comunidade de espécies arbóreas nos fragmentos de tamanhos pequeno (p), médio (m), grande (g) e contínuo (c), adjacentes a entornos agrícolas de uso intensivo (UI) e extensivo (UE). Fragmentos com entorno UI em vermelho e fragmentos com entorno UE em preto. Stress = 0,11;  $R^2 = 0,966$ . 61

## LISTA DE QUADROS E TABELAS

<b>Quadro 1:</b> Métricas de paisagem para os fragmentos florestais amostrados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ.....	11
<b>Tabela 1:</b> Descrição das características de uso predominante no entorno, tamanho e localização dentro da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu dos 14 fragmentos florestais estudados. Onde, UI: Uso Intensivo; UE: Uso Extensivo; p (pequeno); m (médio); g (grande); c (contínuo).....	7
<b>Tabela 2:</b> Variáveis independentes utilizadas na construção dos modelos lineares generalizados (GLMs) como determinantes dos teores de nutrientes (variáveis dependentes) nas amostras de solo. ....	23
<b>Tabela 3:</b> Modelos lineares generalizados avaliados para as variáveis explicativas dos teores de nutrientes nos solos de remanescentes florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ. Limagri: limite agrícola; área: tamanho do fragmento (ha); PARA: razão perímetro-área; ENN: distância euclidiana do vizinho mais próximo; Abos: abertura do dossel; decli: declividade; Ori: orientação; Ex( )0: concentração de nutriente ( ) no entorno na profundidade 0-5 cm; Ex( )5: teor de nutriente ( ) no entorno na profundidade de 5-10 cm; Arg0: % de argila a 0-5 cm de profundidade; Arg5: % de argila na profundidade de 5-10 cm; ExtArg0: % de argila nas amostras de solo do entorno a 0-5 cm de profundidade. ....	24
<b>Tabela 4:</b> Média e desvio-padrão dos parâmetros abióticos de abertura do dossel (Abos), declividade e orientação dos ambientes avaliados nos remanescentes florestais na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, R.J. ....	33
<b>Tabela 5:</b> Resultados das métricas de paisagem avaliadas para os sítios estudados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ de fragmentos florestais com entorno de uso intensivo (UI) e uso extensivo (UE) de tamanhos pequeno (p), médio (m), grande (g) e florestas contínuas (c). limagri: quantidade de limite direto com agricultura (%); área: Tamanho do fragmento (ha); PARA: razão perímetro-área; ENN: distância euclidiana do vizinho mais próximo.....	34
<b>Tabela 6:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de nitrogênio e fósforo nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (N0, N5, P0 e P5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). ....	35
<b>Tabela 7:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de potássio nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (K0 e K5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). ....	37
<b>Tabela 8:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de magnésio nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (Mg0 e Mg5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). ....	39
<b>Tabela 9:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de cálcio nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (Ca0 e Ca5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). ....	40

<b>Tabela 10:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de carbono nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (C0 e C5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). .....	41
<b>Tabela 11:</b> Variáveis independentes utilizadas na construção dos modelos lineares generalizados (GLMs) como determinantes da riqueza e abundância das espécies pioneiras e tardias (variáveis dependentes).....	59
<b>Tabela 12:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a abundância de espécies heliófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). .....	62
<b>Tabela 13:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a abundância de espécies esciófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). .....	63
<b>Tabela 14:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a riqueza de espécies heliófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). .....	64
<b>Tabela 15:</b> Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a riqueza de espécies esciófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). .....	65

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>1</b>
<b>2 METODOLOGIA.....</b>	<b>5</b>
2.1 Área de Estudo.....	5
2.2 Amostragem.....	8
2.2.1 Fertilidade do solo .....	9
2.2.2 Granulometria do solo .....	9
2.2.3 Abertura do dossel .....	10
2.2.4 Declividade e orientação .....	10
2.2.5 Obtenção e avaliação de índices da paisagem .....	10
<b>3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>12</b>
<b>CAPÍTULO I: ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE DE SOLOS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS COM ENTORNO DE AGRICULTURA INTENSIVA.....</b>	<b>18</b>
<b>4 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>21</b>
<b>5 METODOLOGIA.....</b>	<b>23</b>
5.1 Análise de Dados .....	23
<b>6 RESULTADOS .....</b>	<b>25</b>
6.1 Modelos Preditivos Dos Níveis De Fertilidade Em Fragmentos Florestais .....	34
<b>7 DISCUSSÃO .....</b>	<b>42</b>
7.1 Influência do Entorno na Fertilidade dos Solos.....	42
7.2 Influência de Fatores Locais e Métricas de Paisagem na Fertilidade dos Solos .....	44
7.3 Implicações Ecológicas .....	45
<b>8 CONCLUSÃO.....</b>	<b>47</b>
<b>9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>48</b>
<b>CAPÍTULO II: IMPACTOS DA INTENSIFICAÇÃO DA AGRICULTURA SOBRE A COMUNIDADE ARBÓREA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS .....</b>	<b>53</b>
<b>10 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>56</b>
<b>11 METODOLOGIA.....</b>	<b>58</b>
11.1 Levantamento Florístico e Fitossociologia.....	58
11.2 Análise de Dados .....	58
<b>12 RESULTADOS .....</b>	<b>60</b>
12.1 Florística e Fitossociologia.....	60
<b>13 DISCUSSÃO .....</b>	<b>66</b>
13.1 Influência da Intensidade de Uso do Entorno Sobre a Composição de Espécies.....	66
13.2 Influência dos Demais Fatores Sobre a Abundância e Riqueza de Espécies .....	67
<b>14 CONCLUSÃO.....</b>	<b>70</b>
<b>15 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>71</b>
<b>16 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>76</b>
<b>17 ANEXO.....</b>	<b>77</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais vêm sendo reduzidas progressivamente devido à conversão antrópica para outros usos da terra, o que tem levado à redução e à fragmentação de áreas naturais. Majoritariamente essa mudança se deve à conversão dessas áreas naturais para uso agrícola, sendo que no Brasil a conversão para pastagens é responsável por cerca de 80% do desmatamento seguido da agricultura comercial em larga escala, responsável por cerca de 10% do desmatamento (FAO, 2016).

Essa redução da cobertura florestal leva a perda e a fragmentação de habitat trazendo graves consequências para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos desempenhados pelas áreas naturais (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; LAURANCE et al., 2011). A fragmentação diz respeito à subdivisão da cobertura florestal em “pedaços” menores (JACKSON & FAHRIG, 2013) e tem relação com um conjunto de características como tamanho, forma, isolamento e distribuição espacial dos fragmentos em uma paisagem (FAHRIG, 2003) que determinam a intensidade e os efeitos negativos na biodiversidade de uma paisagem. A maior preocupação diante dessa realidade é focada nas regiões dos trópicos, onde se encontra a maior biodiversidade mundial e a maior pressão pelo aumento de terras agrícolas (JACKSON & FAHRIG, 2013; FAO, 2016).

A perda de áreas naturais causa grande impacto na biodiversidade, dificultando a manutenção de populações viáveis de animais (EWERS & DIDHAM, 2006; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009) levando a sérias consequências nas interações animais-plantas (GALETTI et al., 2015), prejudicando a dispersão de sementes (KNÖRR & GOTTSBERGER, 2012; GALETTI et al., 2015) e à regeneração das populações vegetais (BENÍTEZ-MALVIDO et al., 1999). Além da perda de área, o desmatamento leva ao isolamento de remanescentes naturais, o que também implica à essas áreas diversos efeitos negativos (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; LAURANCE et al., 2011), principalmente para aquelas espécies especialistas que possuem dificuldade de se dispersar numa paisagem fragmentada e alterada (LAURANCE et al., 2011; HONORATO et al., 2015).

Uma das principais consequências causadas pela fragmentação é o efeito de borda (HARPER et al., 2005; EWERS & DIDHAM, 2006; LAURANCE et al., 2011), que é gerado através da criação de limites entre um ecossistema natural e uma matriz antrópica (MURCIA, 1995), como a borda de fragmentos florestais que se encontram com agroecossistemas. A criação dessa borda abrupta é a principal causa de alterações no microclima, na fertilidade do solo e presença de substâncias químicas provenientes do entorno nas bordas e interior dos fragmentos (MURCIA, 1995; LAURANCE et al., 2011). Isso tem efeitos, a curto e longo prazo, na composição de espécies (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al. 2006; OLIVEIRA et al., 2008; SANTOS et al., 2008; ANDRADE et al., 2015), muitas vezes favorecendo a proliferação de espécies generalistas e pioneiras (MELO et al., 2007; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; CHABRERIE et al. 2013) e exóticas mais rústicas (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; CARMO et al., 2011; CHABRERIE et al., 2013; LAMBERT et al., 2014).

Os efeitos de borda podem ser mais ou menos intensos quando aliados aos outros fatores relacionados à fragmentação. Geralmente são maiores em fragmentos de menor área e com maior proporção de borda (BENITEZ-MALVIDO, 1998; DIDHAM & LAWTON, 1999; EWERS & DIDHAM, 2006; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). O tamanho do fragmento tem importância para muitas espécies, que não conseguem manter uma população viável em pequenas áreas, porém outras não são afetadas pela diminuição de cobertura florestal, permanecendo com populações estáveis ou até mesmo aumentando sua abundância com a fragmentação (EWERS & DIDHAM, 2006; MARTENSEN et al., 2008; GRILLI &

URCELAY, 2012) já que conseguem se reproduzir e locomover mesmo em ambientes antropizados (JACKSON & FAHRIG, 2013). Isso levou ao entendimento de que em paisagens altamente fragmentadas, a perda de área dos fragmentos *per se* não explica o padrão de diversidade, mas sim o conjunto formado pela perda de área e os fatores relacionados à fragmentação como o isolamento entre remanescentes (JACKSON & FAHRIG, 2013).

Apesar de que grandes remanescentes podem resistir melhor aos efeitos de borda e são necessários para a sobrevivência de inúmeras espécies (LAURANCE et al., 2011; LAMB et al., 2016), áreas de produção agrícola possuem grande capacidade de abrigar biodiversidade e fornecer serviços ecossistêmicos (KREMEN & MILES, 2012; REGANOLD & WACHTER 2016). Por exemplo, áreas de produção de café e cacau em sistemas agroflorestais, em que há grande ocorrência de aves dispersoras de sementes que não são comuns em áreas de produção agrícola intensiva (PERFECTO et al., 2009; TCHARNTKE et al., 2012). Por isso alguns seguimentos de estudos voltados para a conservação em paisagens agrícolas, têm defendido sistemas produtivos baseados em sistemas agroflorestais e agroecológicos (PERFECTO & VANDERMEER, 2008, 2010), que por permitirem uma complexidade ecológica maior, suportam maior biodiversidade ao longo de uma paisagem.

O maior isolamento entre fragmentos, também implica às áreas naturais diversos efeitos negativos (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; LAURANCE et al., 2011), principalmente para aquelas espécies especialistas que possuem dificuldade de se dispersar numa paisagem fragmentada e alterada (LAURANCE et al., 2011; HONORATO et al., 2015). O grau de isolamento/conectividade dos fragmentos muitas vezes são mais importantes para o fluxo gênico e manutenção da biota que o próprio tamanho dos fragmentos (MARTENSEN et al., 2008; LAURANCE et al., 2011; MUNGUÍA-ROSAS & MONTIEL, 2014; VRANCKX et al. 2014; FAHRIG et al., 2015).

Além disso, os impactos ocasionados pelo isolamento entre fragmentos podem ser intensificados pela qualidade da matriz antrópica (EWERS & DIDHAM, 2006, PERFECTO & VANDERMEER, 2008). O tipo de uso na matriz vai definir a maior ou menor permeabilidade de movimentação da biota e fluxos ecológicos (EWERS & DIDHAM, 2006). A permeabilidade da matriz tem efeito direto sobre os processos ecológicos de remanescentes naturais de uma paisagem como a dispersão de sementes (BENÍTEZ-MALVIDO, 1998; MAGRACH et al., 2014), movimentação de animais dispersores (MARTENSEN et al., 2008; MORAN et al., 2014) e polinizadores (HARRIS & JOHNSON, 2004; VAMOSI et al., 2006; VRANCK et al., 2014). As perdas de polinizadores há muito já vem sendo ligadas ao uso de pesticidas em matrizes agrícolas, podendo inclusive levar algumas espécies a extinção (VAMOSI et al., 2006) e a perdas de produtividade na própria agricultura (KEVAN, 1999).

Dessa forma, os efeitos de borda podem ser intensificados pelo tipo de uso do entorno (DIDHAM & LAWTON, 1999; GASCON et al., 1999; LAURANCE et al. 2011; CHABRERIE et al. 2013, DIDHAM et al. 2015), o que torna importante considerar que as atividades de agricultura intensiva utilizam elevadas quantidades de agrotóxicos, fertilizantes e maquinários com intenso revolvimento do solo. Esse tipo de agricultura tem sido apontado como responsável na degradação do solo, água, eutrofização por nitrogênio por uso intensivo de fertilizantes químicos e até como maior contribuinte para as mudanças climáticas (FOLEY et al., 2011).

Além disso, as características microclimáticas e de qualidade do ambiente nos fragmentos florestais, são diretamente influenciadas pelas características de uso no entorno. Em matrizes agrícolas, áreas de pastagem com maior presença de elementos arbóreos, implicam menor intensidade de penetração de efeitos de borda e, conseqüentemente, na conservação da diversidade e biomassa vegetal de fragmentos (DIDHAM & LAWTON, 1999; MESQUITA et al., 1999).

Dessa forma, vem sendo cada vez mais discutida a importância de se focar na conservação de biodiversidade, inclusive dos fragmentos florestais, com um olhar sobre a escala da paisagem e a interação dos diferentes tipos de cobertura de uma paisagem agrícola (PERFECTO & VANDERMEER, 2008; FAHRIG et al., 2011; FAHRIG et al., 2015). A grande influência da matriz evidencia a importância e o potencial que os agroecossistemas representam na manutenção da biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos. Visto que a agricultura ocupa quase cerca de 38% da superfície terrestre (FOLEY et al., 2011) é clara a necessidade de se estabelecer estratégias de manejo e de gestão que possibilitem um desenvolvimento de produção agrícola que integre os remanescentes naturais e os agroecossistemas, de forma a garantir o fornecimento de serviços ecossistêmicos adequados.

Assim, de acordo com sua qualidade e heterogeneidade, a matriz pode ter função de corredores na conexão de fragmentos naturais e na conservação biológica (PERFECTO & VANDERMEER, 2008), e mais ainda, como habitat para muitas espécies (JACKSON & FAHRIG, 2013; FAHRIG et al., 2015). Além disso, é importante considerar que em diversas regiões tropicais a cobertura de remanescentes naturais é extremamente fragmentada com a presença predominante de fragmentos muito pequenos, mas que são extremamente importantes para a conservação de biodiversidade.

As pesquisas voltadas para estratégias de conservação em paisagens agrícolas fragmentadas têm seguido duas linhas opostas: *land-sparing* e *land-sharing* (TCHARNTKE et al., 2012; FISHER et al., 2014). *Land-sparing* propõe a intensificação máxima de produção por área, com aumento de área contínua dos campos de agricultura, e prevendo a conservação de biodiversidade mantendo grandes áreas naturais na paisagem (PHALAN et al., 2011; LAMB et al., 2016). Já no modelo *land-sharing* é defendido que a conservação deve ser integrada à agricultura, criando uma forma de produção menos intensiva e agressiva, com campos menores e mais heterogêneos na paisagem (FISCHER et al. 2014; TSCHARNTKE et al., 2012).

O principal argumento da estratégia *land-sparing* é que a maior demanda por produção ponha em risco as áreas naturais à necessidade de conversão de mais terras para a agricultura, e que o modelo *land-sharing* por ser menos produtivo, não poderia manter a conservação de remanescentes naturais (PHALAN et al., 2011). Porém esse é um paradigma que vem sendo desconstruído, primeiramente porque paisagens agrícolas com maior enfoque em campos menores de produção, com maior diversidade de produção (diversidade de produtos e técnicas), apresentam produção muitas vezes comparável às grandes lavouras convencionais de monocultivos (REGANOLD & WACHTER 2016). Além disso, alguns estudos demonstram que mesmo em paisagens com culturas agrícolas que utilizam as técnicas convencionais (intensivo uso de mecanização e insumos químicos) e com poucas áreas naturais, o que tem sido mais determinante para a biodiversidade é a heterogeneidade da paisagem (FAHRIG et al., 2015). Isso quer dizer que em paisagens agrícolas, a conectividade de áreas naturais (mesmo que pequenas) pode ser mais importante para a conservação de diversas espécies, que a manutenção de grandes remanescentes isolados e embebidos numa paisagem hostil.

Na literatura é evidenciado que fragmentos margeados por agricultura intensiva sofrem grande pressão por efeitos de borda como diminuição de riqueza de espécies de plantas (CHABERIE et al. 2013), alteração química do solo (DUNCAN et al., 2008; CHABERIE et al. 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016), e contaminação por agrotóxicos (CHABRERIE et al., 2013; BOUTIN & JOBIN, 1998). Didham et al. (2015) observaram que quanto maior a intensidade de uso de substâncias químicas (dentre elas, agrotóxicos e fertilizantes químicos) nas áreas agrícolas adjacentes a fragmentos, maiores eram as mudanças nas características químicas do solo desses fragmentos. Assim, a deriva de nutrientes como N, P e Ca provenientes do entorno agrícola, tem se mostrado como um



significativo efeito de borda em remanescentes naturais (DUNCAN et al., 2008; CHABERIE et al. 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016).

Acredita-se que essa deposição de elementos químicos possa causar impactos na comunidade de plantas de remanescentes naturais, pois se sabe que a diversidade florística é fortemente correlacionada com as características de fertilidade e pH do solo (LAURANCE et al., 1999; OLIVEIRA-FILHO et al., 2001; JONH et al., 2007; LAURANCE et al., 2010). Alguns estudos sugerem que a eutrofização de solos pode levar a dominância de algumas espécies de plantas devido a vantagem de competição sobre outras em condições alteradas de fertilidade (THIMONIER et al., 1992, 1994; CHABERIE et al. 2013). Bordas com deposição frequente de nutrientes provenientes da agricultura intensiva possuem dominância de espécies associadas a nutrientes como cálcio e nitrogênio (CHABERIE et al. 2013). Dessa forma, as bordas que já são alteradas com menor biomassa e menor diversidade de plantas, podem ser ainda mais impactadas com a eutrofização de solos.

Dessa forma as pesquisas têm se voltado para a conservação de paisagens com base na multifuncionalidade, aliando as funções de produção e conservação da biodiversidade (UZÊDA et al. 2011). Essa estratégia de planejamento torna-se importante em regiões como a Mata Atlântica brasileira que hoje se caracteriza como um bioma extremamente fragmentado (maior parte dos fragmentos menores que 100 ha) mantendo apenas cerca de 12,5% de sua cobertura original, e que também tem um papel socioeconômico de extrema importância, fornecendo serviços ecossistêmicos como abastecimento de água de qualidade, proteção do solo e biodiversidade para cerca de 70% da população brasileira (SILVA et al. 2016).

Dessa forma estudos que integrem informações e estratégias para a conservação de paisagens agrícolas fragmentadas são de extrema importância para regiões como a Mata Atlântica. Para isso é necessário que as políticas encorajem as pesquisas e práticas em paisagens agrícolas voltadas para manutenção e recuperação da biodiversidade, integrando o uso antrópico e a maximização de biodiversidade (FAHRIG et al. 2011).

Nesse contexto, a presente dissertação tem por objetivo avaliar se as práticas utilizadas pela agricultura convencional, com uso de altas quantidades de insumos químicos e revolvimento do solo por maquinário, causam alterações nos níveis de fertilidade do solo de fragmentos florestais próximos a essas áreas produtivas, em uma paisagem agrícola. Além disso, avaliar se essas alterações nas características químicas dos solos causam impactos na comunidade arbórea desses fragmentos florestais. Para isso, o trabalho foi estruturado em dois capítulos:

Capítulo I: Alterações na fertilidade de solos de fragmentos florestais com entorno de agricultura intensiva.

Capítulo II: Impactos da intensificação da agricultura sobre a comunidade arbórea de fragmentos florestais.

O capítulo I tem por objetivo avaliar se fragmentos florestais envoltos predominantemente por áreas de agricultura convencional, de uso intensivo, apresentam maiores níveis de fertilidade quando comparados a fragmentos envoltos por pastagens, com menor intensidade de intervenções antrópicas. No capítulo II foi elaborada uma análise sobre os impactos que a maior intensificação de práticas de produção e a alteração na fertilidade dos solos de fragmentos florestais implicam sobre as espécies arbóreas de fragmentos florestais. É importante destacar que o objetivo deste trabalho não se resume em um comparativo entre o grau de impacto que áreas de pastagens e agricultura oferecem aos fragmentos florestais, mas a intenção é que seja feita uma avaliação dos impactos provenientes de práticas produtivas de uso convencional, que são comumente empregadas em campos voltados para agricultura sobre a conservação no interior desses remanescentes.

## 2 METODOLOGIA GERAL

### 2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu no estado do Rio de Janeiro, localizada a leste da Baía de Guanabara (Figura 1). O rio Guapi-Macacu é resultado da ligação artificial dos rios Guapimirim e Macacu, através do desvio do curso natural do rio Macacu. A área de drenagem possui 1.260 Km<sup>2</sup>, onde estão a maior parte dos municípios de Cachoeiras de Macacu e Guapimirim e uma pequena porção de Itaboraí. O clima predominante na região é o tropical úmido. A precipitação média varia entre 1.300 a 2.200 mm e a temperatura entre 14 e 27°C apresentando uma média de 21,1 °C (PROJETO MACACU, 2011).

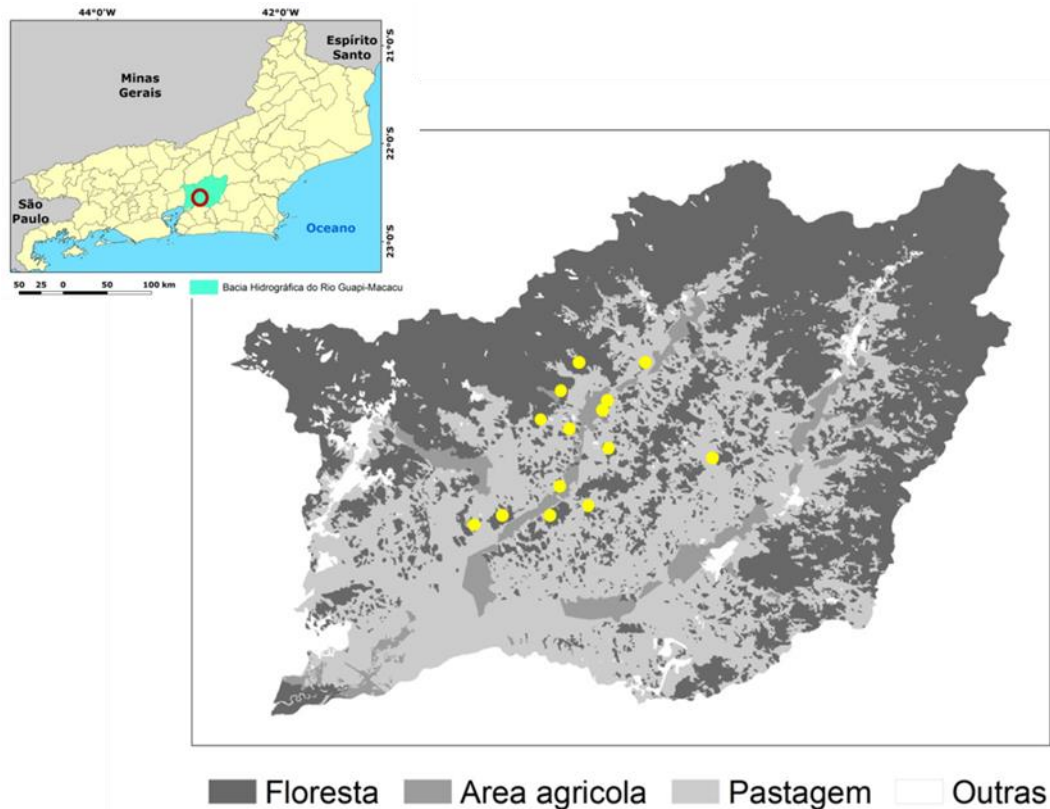
A vegetação da região está inserida na Mata Atlântica (*sensu stricto*), sendo predominante a fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (VELOSO et al., 1991). A bacia tem uma significativa cobertura de vegetação natural de Mata Atlântica com, aproximadamente, 43% do território composto por florestas em diferentes estágios sucessionais, o que gerou a criação de diversas Unidades de Conservação (UCs), formadoras do Mosaico Central Fluminense da Mata Atlântica: Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Parque Estadual dos Três Picos, Estação Ecológica do Paraíso, Área de Proteção Ambiental (APA) de Guapimirim, APA de Petrópolis, APA da Bacia do Rio Macacu, APA Guapi-Guapiaçu e APA Rio São João. No total cerca de 51% do território da bacia está protegido em UCs, sendo que ainda existem unidades de conservação particulares que contribuem para a conservação como a Reserva Ecológica de Guapiaçu (FIDALGO et al., 2008).

A cobertura florestal da bacia (42,4% do território) é dividida em fragmentos maiores e contínuos nas áreas de maiores elevações, e nas baixadas, morros e morrotes, estão localizados fragmentos menores e mais dispersos na paisagem (FIDALGO et al., 2008). Os fragmentos são circundados por diferentes usos do solo, predominantemente por pastagens e cultivos de produtos agrícolas (43,6% e 4,8% do território, respectivamente) (Figura 2).

As áreas de pastagens na bacia possuem diversos tipos de manejo, incluindo áreas abandonadas e degradadas. As áreas destinadas à produção agrícolas predominam nas regiões de baixadas, onde cultivam-se olerícolas como inhame (*Colocasia sp.*), jiló (*Solanum gilo*) e quiabo (*Hibiscus esculentus*); feijão (*Phaseolus vulgaris*), milho (*Zea mays*) e aipim (*Manihot sp.*), e também, frutíferas como goiaba (*Psidium guayaba*), maracujá (*Passiflora edulis*) e laranja (*Citrus sp.*), coco (*Cocos nucifera*) e banana (*Musa sp.*) (FIDALGO et al., 2008).

Com isso a região da Bacia Guapi-Macacu tem grande importância econômica e ambiental, sendo uma bacia com grandes remanescentes florestais, e responsável pelo abastecimento de água de qualidade para uma população de 2,5 milhões de pessoas. Além disso, se destaca na produção agrícola do estado, principalmente na produção de milho, mandioca, goiaba e também olerícolas.

O presente estudo foi desenvolvido em 14 fragmentos florestais dispersos pela Bacia (Figura 1), previamente selecionados, e que possuem similaridade e padronização em alguns critérios como estrutura da vegetação nativa (dada pela estratificação, porte das árvores e formas de vida), manejo e histórico de uso. No entorno desses fragmentos há predomínio de produção agrícola que aqui será tratada como cultura intensiva, com alto uso de insumos agrícolas e revolvimento do solo, e pecuária, tratada como cultura extensiva.



**Figura 1:** Mapa de localização dos fragmentos estudados e uso da terra da Bacia Hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ (FIDALGO et al., 2008).

Os fragmentos foram classificados em classes de tamanho como pequenos (entre 8 e 16 ha), médios (entre 19 e 30 ha), grandes (entre 90 e 260 ha) e contínuos (porções de floresta pertencentes ao parte do Parque Estadual dos Três Picos). Também foram classificados de acordo com a intensidade do uso no entorno, fragmentos com parte do seu entorno ocupada por agricultura foram classificados como uso intensivo (UI) e aqueles que possuíam apenas pecuária foram classificados como uso extensivo (UE) (Tabela 1).

As áreas de uso intensivo são caracterizadas por culturas anuais de milho (*Zea mays*) rotacionada com o cultivo de mandioca (*Manihot esculenta*), o que requer alta frequência de revolvimento do solo. Nessas áreas, em geral, os agricultores realizam o preparo do solo por meio de aração seguida de gradagem. Para o cultivo do milho são adicionadas em média 2 t/ha de calcário e 60 Kg/ha de adubo NPK do tipo 4/14/8. Alguns proprietários utilizam composto orgânico aplicado em cobertura, como complemento a adubação química. Agrotóxicos também são frequentemente utilizados para controle de pragas como lagarta-do-cartucho (*Spodoptera frugiperda*). Já para o plantio da mandioca é realizada nova aração e gradagem com influência do efeito residual da adubação realizada para o milho. Já nas áreas ocupadas por pastagens (*Brachiaria brizantha*) as atividades de manejo são quase inexistentes, caracterizadas apenas pela roçagem. A densidade máxima de ocupação do gado é em média de 1 cabeça/ha.

Para avaliação do efeito do uso do solo sobre as áreas de vegetação nativa foram adotados como referência os critérios descritos por Laurance et al. (2002). Estes autores estabelecem que a área antrópica do entorno deve ter uma extensão mínima de 100 m de comprimento e a mesma área de largura em contato com a borda do fragmento. Sendo assim, os fragmentos selecionados possuem borda em contato direto com os agroecossistemas, sendo

7 em contato com aqueles de uso extensivo (pastagem/pecuária) e 7 em contato com uso intensivo (cultura agrícola) (Figura 2). Todos aqueles classificados como UI possuem um histórico de uso contínuo dos agroecossistemas adjacentes de pelo menos 10 anos.

**Tabela 1:** Descrição das características de uso predominante no entorno, tamanho e localização dentro da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu dos 14 fragmentos florestais estudados. Onde, UI: Uso Intensivo; UE: Uso Extensivo; p (pequeno); m (médio); g (grande); c (contínuo).

<b>Fragmento</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Localização</b>
UIp1	8,82	22° 31' 21.72"S 42°50'6.99"W
UIp2	11,16	22°32'6.12"S 42°50'11.94"W
UIp3	15,84	22°28'52.15"S 42°47'33.05"W
UEp	8,46	22°31'6.65"S 42°50'5.24"W
UIm	29,34	22°33'20.84"S 42°50'47.81"W
UEm1	19,26	22°35'38.32"S 42°51'26.00"W
UEm2	26,46	22°34'49.22"S 42°54'15.04"W
UEm3	26,01	22°32'31.24"S 42°48'22.97"W
UIg	168,12	22°34'37.56"S 42°53'16.47"W
UEg1	205,50	22°32'14.81"S 42°44'31.97"W
UEg2	90,36	22°35'18.30"S 42°52'12.84"W
UIc1	49259,25	22°29'44.76"S 42°51'29.64"W
UIc2	49259,25	22°29'5.47"S 42°49'53.66"W
UEc	49259,25	22°31'0.88"S 42°51'53.28"W



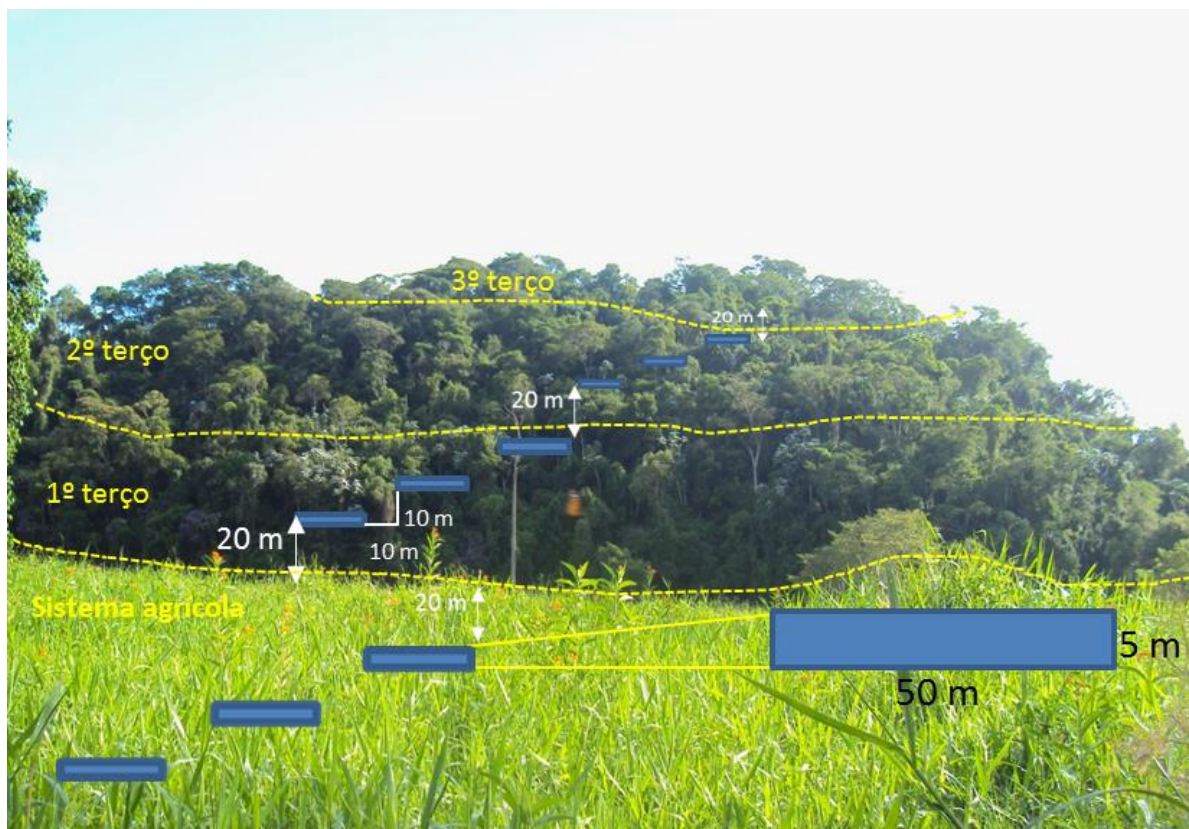
**Figura 2:** Fragmentos florestais envolvidos por pastagens de uso extensivo (esq.) e por agricultura intensiva de milho (dir.).

## 2.2 Amostragem

Como os fragmentos estudados são caracterizados por serem áreas com maiores declividades, as amostragens foram estratificadas em três ambientes diferentes, categorizados em:

- i) 1º Terço - ambiente limítrofe do fragmento, sendo o ambiente mais próximo do sistema produtivo e que, portanto sofre forte influência antrópica.
- ii) 2º Terço - parte interna e mais preservada do fragmento, principalmente no que se refere aos reflexos do uso da terra no entorno;
- iii) 3º Terço - parte do fragmento em que há maior propensão a queda de árvores e abertura do dossel devido a interferências naturais. Terço superior;

Em cada um dos três ambientes dos fragmentos florestais foram alocadas três parcelas de 50 x 5 m (250 m<sup>2</sup>), o que totaliza uma área de 2.250 m<sup>2</sup> por fragmento. Também foram alocadas três parcelas nas áreas agrícolas do entorno para coletas de solo, seguindo-se a mesma metodologia de alocação das parcelas no interior dos fragmentos. As parcelas foram distanciadas por 10 m de distância na horizontal e 10 m na vertical, formando um gradiente diagonal de modo a representar uma média dos ambientes avaliados, voltados para as áreas de pastagens e agricultura. Entre a área do sistema produtivo e a borda do fragmento foi delimitada uma bordadura de 20 m para dentro do fragmento, onde foi alocada a primeira parcela de borda. Foi utilizada uma distância mínima de 20 m entre os diferentes ambientes dos fragmentos. O esquema de alocação das parcelas é ilustrado na Figura 3.



**Figura 3:** Esquema ilustrativo do delineamento amostral com a representação dos ambientes de 1º, 2º e 3º dos fragmentos e do entorno (sistema agrícola), com a alocação das parcelas e distâncias entre parcelas e ambientes.

### 2.2.1 Fertilidade do solo

As coletas foram realizadas nos meses de fevereiro e março de 2016, sendo coletadas três amostras simples de solo por parcela, nas profundidades de 0-5 cm e 5-10 cm. Foram coletadas nas extremidades (0; 50 m de comprimento) e centro (25 m de comprimento) de cada parcela, formando uma amostra composta de solo por parcela, totalizando três amostras compostas em cada ambiente de cada fragmento e também três amostras compostas no entorno.

As coletas foram realizadas com auxílio de uma sonda metálica. Cada amostra composta foi colocada em um saco plástico e identificada para transporte ao laboratório. Em laboratório, cada amostra de solo foi seca ao ar. Após secas foram destorroadas e peneiradas com uso de peneira 8 mm, para retirada de material grosseiro. As amostras já preparadas foram enviadas para análise química no Laboratório de Ciclagem de Nutrientes da EMBRAPA Agrobiologia, que segue os métodos recomendados pela Embrapa (1997). As características químicas analisadas foram pH em água, cálcio ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ), magnésio ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ), potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), carbono ( $\text{dag.Kg}^{-1}$ ) e nitrogênio ( $\text{dag.Kg}^{-1}$ ).

### 2.2.2 Granulometria do solo

A amostragem realizada foi idêntica à metodologia para fertilidade do solo. As amostras foram analisadas no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Solos da UFRRJ. A metodologia para análise granulométrica foi a do Método da Pipeta (EMBRAPA, 1997) que possibilitou a quantificação das frações de areia, silte e argila de cada amostra, expressos em porcentagem.

### **2.2.3 Abertura do dossel**

Para a estimativa da cobertura do dossel de cada fragmento foram tiradas fotografias hemisféricas durante o mês de fevereiro de 2016, com as quais é possível de maneira indireta se calcular a cobertura do dossel e entrada de luz nas parcelas (ENGELBRECHT e HERZ, 2001). As fotografias foram feitas com o auxílio de uma câmera fotográfica digital, acoplada a uma lente (“fish eye”), posicionada a uma distância de 1,5 m do solo com o uso de um tripé. As fotografias foram retiradas em cada parcela entre os horários de 5 e 6 horas e entre 18 e 19 horas ou em dias nublados, evitando-se a interferência dos raios solares diretos sobre a lente da câmera.

Para se manter uma padronização das fotografias, a máquina era sempre posicionada para a direção norte com auxílio de uma bússola. Posteriormente, cada foto passou por um tratamento com a finalidade de obter a quantificação de pixels brancos (os pontos relativos ao céu aberto) e pretos (referentes à vegetação), realizado com o auxílio do programa GLA – Gap Light Analyzer 2.0 (FRAZER et al., 1999).

A análise das fotografias permitiu a estimação de abertura do dossel, a entrada de luz direta e luz difusa. Dada a alta correlação desses parâmetros, para as análises estatísticas do presente estudo foi utilizada a entrada de luz direta como medida de abertura do dossel.

### **2.2.4 Declividade e orientação**

Para a avaliação da declividade do terreno foi medido o ponto central em cada parcela (25 m) com o auxílio de um de um clinômetro digital. A orientação das parcelas foi determinada com auxílio de uma bússola.

### **2.2.5 Obtenção e avaliação de índices da paisagem**

Para se entender as relações das variáveis estruturais da paisagem e dos fragmentos florestais, como tamanho, forma e isolamento, e relação com os processos avaliados no interior desses fragmentos no presente estudo, foram utilizados os chamados índices ou métricas de paisagem (Quadro 1) de acordo com os procedimentos utilizados em Uzêda et al. (2016). Esses dados foram obtidos com auxílio da Dra. Elaine Fidalgo do Núcleo de Geomática (NGEO) da Embrapa Solos.

Esses índices foram calculados através do mapa de uso e cobertura da terra das bacias hidrográficas dos rios Guapi-Macacu e Caceribu em 2007, em escala 1:50.000 (PEDREIRA et al., 2009). Esse mapa foi elaborado com base na classificação de imagens do sensor TM-Landsat 5, de junho a agosto de 2007, com resolução de 30 metros. O mapa original foi recortado e os dados dos fragmentos foram especializados em formato “raster”, com resolução de 30 metros. A partir disso, as métricas foram calculadas através do programa Fragstats (MCGARIGAL, 2011). Para obtenção da vizinhança com o uso agrícola (limagri), foram observados seus limites com todos os tipos de usos ao longo do seu perímetro que foram delimitados no mesmo mapa de uso e cobertura utilizado. Calculou-se então qual a proporção de seus limites que faziam divisa com os diferentes tipos de uso da terra. Pelo fato que os fragmentos estudados são circundados apenas por pastagem e agricultura e, portanto, os percentuais desses dois tipos de limites totalizam 100, optou-se por utilizar apenas o percentual de limite com agricultura evitando-se respostas correlacionadas (Uzêda et al., 2016).

**Quadro 1:** Métricas de paisagem para os fragmentos florestais amostrados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ.

<b>Área (AREA)</b>	Área do fragmento em hectares
<b>Razão Perímetro-área (PARA)</b>	Razão entre o perímetro e a área do fragmento. Quanto menor o valor mais circular é a forma do fragmento e menor a quantidade de borda.
<b>Distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN)</b>	É calculado como a menor distância entre as bordas do fragmento em análise e o seu vizinho mais próximo. Indicador de isolamento de um fragmento de outras manchas florestais.
<b>Limite de agricultura (LIMAGRI)</b>	Porcentagem do perímetro do fragmento em que há contato com área de agricultura (UI).



### 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, E.R.; Jardim, J.G.; Santos, B.A.; Melo, F.P.L.; Talora, D.C; Faria, D.; Cazetta, E. Effects of habitat loss on taxonomic and phylogenetic diversity of understory Rubiaceae in Atlantic forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 349, p. 73-84, 2015.

BENITEZ-MALVIDO, J.; GARCÍA-GUZMÁN, G.; KOSSMANN-FERRAZ, I. D. Leaf-fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rainforest fragments: An experimental study. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 143–150, 1999.

BENITEZ MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Impacto de la fragmentacion forestal en la abundancia de plantulas en un bosque tropical lluvioso**, v. 12, n. 2, p. 380–389, 1998.

BOUTIN, C.; JOBIN, B. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. **Ecological Applications**, v. 8, n. 2, p. 544–557, 1998.

CARMO, A. B.; VASCONCELOS, H. L.; ARAÚJO, G. M. Estrutura da comunidade de plantas lenhosas em fragmentos de cerrado: relação com o tamanho do fragmento e seu nível de perturbação. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 1, p. 31–38, 2011.

CHABRERIE, O.; JAMONEAU, A.; GALLET-MORON, E.; DECOCQ, G. Maturation of forest edges is constrained by neighbouring agricultural land management. **Journal of Vegetation Science**, Berlin, v. 24, p. 58-69, 2013.

DIDHAM, R.K.; BARKER G.M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E.L.; DENMEAD, L.H.; FISK, L.M., PETERS, J.M. R.; TYLIANAKIS, J. M.; WRIGHT, H. R.; SCHIPPER, L. A. Agricultural Intensification Exacerbates Spillover Effects on Soil Biogeochemistry in Adjacent Forest Remnants. **PLoS ONE**, v.10, n. 1, p.1-32, 2015.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17-30, 1999.

DUNCAN, D. H.; DORROUGH, J.; WHITE, M.; MOXHAM, C. Blowing in the wind? Nutrient enrichment of remnant woodlands in an agricultural landscape. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 1, p. 107–119, 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2ª edição. Revista Atual. Rio de Janeiro. 212 p., 1997.

ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understory light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**. v. 17, p. 207-224, 2001.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 117–42, 2006.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FAHRIG, L.; GIRARD, J.; DURO, D.; PASHER, J.; SMITH, A.; JAVORECK, S.; KING, D.; LINDSAY, K. F.; MITCHELL, S.; TISCHENDORF, L. Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 200, p. 219–234, 2015.

FAO. **State of the World's Forests 2016**. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. Roma, 126 p. 2016.

FIDALGO, E. C. C.; PEDREIRA, B. C. C. G.; ABREU, M. B.; MOURA, I. B.; GODOY, M. D. P. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu. **Documentos** 105, 2008.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDI, C.; POLANSKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZACKS, D. P. M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–42, 2011.

FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V.; CHAPPELL, M. J.; EKROOS, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; SMITH, H. G.; WEHRDEN, H. Land sparing versus land sharing: Moving forward. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 149–157, 2014.

FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P.; GAP LIGHT ANALYZER (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from truecolour fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. 1999.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824-830, 2015.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD Jr., R. O.; MALCOM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 223–229, 1999.

GRILLI, G.; URCELAY, C.; GALETTO, L. Forest fragment size and nutrient availability: Complex responses of mycorrhizal fungi in native-exotic hosts. **Plant Ecology**, v. 213, n. 1, p. 155–165, 2012.

HARPER, K. A. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes/Influencia del Borde sobre la Composición y Estructura de Bosques en Paisajes Fragmentados. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005.

HARRIS, L. F.; JOHNSON, S. D. The consequences of habitat fragmentation for plant–pollinator mutualisms. **International Journal of Tropical Insect Science**, v. 24, n. 01, p. 29–43, 2004.

HONORATO, R.; CROUZEILLES R.; FERREIRA, M. S.; GRELLE, C. E. V. The effects of habitat availability and quality on small mammals abundance in the Brazilian Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 133-138, 2015.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 4, p. 50–58, 2013.

JOHN, R.; DALLING, J. W.; HARMS, K. E.; YAVITT, J. B.; STALLARD, R. F.; MIRABELLO, M.; HUBELL, S. P.; VALENCIA, R.; NAVARRETE, H.; VALLEJO, M.; FOSTER, R. B. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Pnas**, v. 104, n. 3, p. 864–9, 2007.

KEVAN, P. G. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: Species, activity and diversity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, n. 1–3, p. 373–393, 1999.

KNÖRR, U. C.; GOTTSBERGER, G. Differences in seed rain composition in small and large fragments in the northeast Brazilian Atlantic Forest. **Plant Biology**, v. 14, n. 5, p. 811–819, 2012.

KREMEN, C.; MILES, A. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. **Ecology and Society**, v. 17, n. 4, p. 1–23, 2012.

LAMBERT, A. M.; DUDLEY, T. L.; ROBBINS, J. Nutrient enrichment and soil conditions drive productivity in the large-statured invasive grass *Arundo donax*. **Aquatic Botany**, v. 112, p. 16–22, 2014.

LAMB, A.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E.; PHALAN, B. To what extent could edge effects and habitat fragmentation diminish the potential benefits of land sparing? **Biological Conservation**, v. 195, p. 264–271, 2016.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. C.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; HOUTAN, K. S. V.; ZARTMAN, C. E.; BPPYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011.

LAURANCE, W. F.; FEARNside, P. M.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T. E.; MERONA DE RANKIN, M. J.; CHAMBERS, J. Q.; GASCON, C.

Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape scale study. **Forest Ecology and Management**, v. 118, n. 1–3, p. 127–138, 1999.

LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A.; FEARNSSIDE, P. M., HARMS, K. E., VICENTINI, A.; LUIZÃO, R. C. C. Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: A landscape-scale study. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 1, p. 96–106, 2010.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.; LAURANCE, S.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Nova Iorque, vol. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, E. M., LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J. E. L. S.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E.; D'ANGELO S. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America**, v. 103, n. 50, p. 19010–19014, 2006.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009.

MAGRACH, A. et al. Meta-analysis of the effects of forest fragmentation on interspecific interactions. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1342–1348, 2014.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.

MCGARIGAL, K. **Fragstats**: user guideline. Version 3. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/User%20guidelines/User%20guidelines%20content.htm>>. Acesso em: set. 2015.

MELO, F. P. L.; LEMIRE, D.; TABARELLI, M. Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. **Ecoscience**, v. 14, n. 1, p. 124–129, 2007.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 129–134, 1999.

MORAN, C.; CATTERALL, C. P. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. **Conservation Biology**, v. 28, n. 2, p. 551–560, 2014.

MUNGUÍA-ROSAS, M. A.; MONTIEL, S. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, 2014.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.10, p.58–62, 1995.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 58, n. 1, p. 139–158, 2001.

OLIVEIRA, M. A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1910–1917, 2008.

PEDREIRA, B. C. C. G.; FIDALGO, E. C. C.; ABREU, M. B. Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, 2009, Natal. Anais. Natal: INPE, p. 2111-2118, 2009.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 173–200, 2008.

PERFECTO, I., VANDERMEER, J.H.; WRIGHT, A. **Nature's Matrix: Linking agriculture, conservation, and food sovereignty**. London: Cromwell Press Group. 1ª ed. 257 p. 2009.

PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**. v. 333, p. 1289, 2011.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Rodrigues. 328p, 2001.

PROJETO MACACU. Coordenadoria de Recursos hídricos. Disponível em: <[www.uff.br/projetomacacu/relatorios/volume\\_1\\_crh.pdf](http://www.uff.br/projetomacacu/relatorios/volume_1_crh.pdf)>. Acesso em: 15 de abril de 2015.

REGANOLD, J. P.; WACHTER, J. M. Organic agriculture in the twenty-first century. **Nature Plants**, v. 2, n. 15.221, p. 1–8, 2016.

SANTOS, B. A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 2008.

SILVA, J. M. C.; PINTO, L. P.; HIROTA, M.; BEDÊ, L.; TABARELLI, M. Conservação da Mata Atlântica brasileira: um balanço dos últimos dez anos. In: CABRAL, D. C.; BUSTAMANTE, A. G. Org(s). **Metamorfoses florestais: Culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Editora Prismas, 2016. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/artigo/conservacao-da-mata-atlantica-brasileira-um-balanco-dos-ultimos-dez-anos/>>. Acesso em: 21/02/2017.

THIMONIER, A.; DUPOUEY, F. B.; BECKER, M. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. **New Phytologist**, v. 126, n. 3, p. 533–539, 1994.

THIMONIER, A.; DUPOUEY, J. L.; TIMBAL, J. Floristic changes in the herb-layer

vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. **Forest Ecology and Management**, v. 55, n. 1–4, p. 149–167, 1992.

TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53–59, 2012.

UZEDA, M. C., FIDALGO, E.C.C., IGUATEMY, M.A., ALVES, R.C., ROWUS, J.R.C. Explorando as relações entre estrutura da paisagem e atributos de qualidade de fragmentos em região de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **EMBRAPA: Boletim de pesquisa e desenvolvimento**, 2011.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; MOREIRA, R. V. S.; FONTANA, A.; DONAGEMMA, G. K. Eutrofização de solos e comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1120-1130. 2016.

VAMOSI, J. C.; KNIGHT, T. M.; STEETS, J. A.; MAZER, S. J.; BURD, M.; ASHMAN, T. L. Pollination decays in biodiversity hotspots. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 4, p. 956–961, 2006.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124 p., 1991.

VRANCKX, G. et al. Tree density and population size affect pollen flow and mating patterns in small fragmented forest stands of pedunculate oak (*Quercus robur* L.). **Forest Ecology and Management**, v. 328, p. 254–261, 2014.

## **CAPÍTULO I**

### **ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE DE SOLOS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS COM ENTORNO DE AGRICULTURA INTENSIVA**

## RESUMO

O uso de fertilizantes e adubos vem apresentando grande aumento devido à intensificação da agricultura no mundo. Juntamente com o intenso revolvimento do solo e calagem, essas práticas têm causado eutrofização de solos de remanescentes naturais próximos a áreas de agricultura, pela deriva aérea de partículas do solo enriquecidas nutricionalmente. Diversos estudos sugerem que o enriquecimento de solos de fragmentos florestais podem causar alterações na composição florística desses ecossistemas. O presente trabalho de pesquisa tem por objetivo avaliar mudanças na fertilidade de solos de remanescentes florestais adjacentes a áreas agrícolas com uso intensivo insumos químicos e maquinário, e a áreas agrícolas de uso extensivo, com baixa intensidade de uso. O presente estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu no estado do Rio de Janeiro em 14 fragmentos florestais dispersos pela bacia, sendo 7 envoltos por pecuária (UE) e 7 por agricultura (UI). Os fragmentos foram estratificados em três ambientes nos quais foram alocadas três parcelas de 50 x 5 m. Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, submetidas a análises granulométrica e química para estimar os níveis de fertilidade. Foram coletados dados de declividade, orientação e abertura do dossel dos fragmentos. Também foram calculadas as métricas de paisagem de tamanho, razão perímetro-área, isolamento e quantidade de limite agrícola. Foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis com o método de Bonferroni para verificar diferenças nos teores de fertilidade entre fragmentos com entorno UI e UE, e foram utilizados modelos lineares generalizados (GLMs) para verificar quais fatores se associam aos teores de fertilidade. Os resultados do teste evidenciam maiores teores dos elementos de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^+$ ,  $\text{K}^+$  e P nos fragmentos com entorno UI. As bordas de fragmentos foram mais impactadas pelo enriquecimento de nutrientes, porém os resultados comprovam a influência do limite de agricultura nos teores de nutrientes no interior de fragmentos. Os resultados confirmam a hipótese de que a intensificação do uso de insumos na agricultura é vetor de enriquecimento na fertilidade do solo de fragmentos florestais próximos. Os GLMs apontaram os fatores de maior quantidade de borda, menor tamanho, maior declividade e maior abertura de dossel dos fragmentos influenciaram em maiores teores de nutrientes. Todos esses fatores possuem influência na deposição de nutrientes, pela densidade do dossel que pode funcionar como barreira para a deposição de nutrientes. Dessa forma, o estudo evidencia que a intensa adoção de insumos em áreas cultivadas provocam impactos que ganham a abrangência da escala da paisagem, não apenas na área produtiva em si, havendo necessidade de se investir em estudos que monitorem correntes de ar e a dinâmica da deriva aérea de partículas pela paisagem. Por fim, é necessário se discutir os malefícios provocados pela intensificação da agricultura e a necessidade de estratégias que aliem produção e conservação.

**Palavras-chave:** deriva; efeitos de borda; insumos agrícolas.



## ABSTRACT

The use of fertilizers has been increasing significantly due to the intensification of agriculture in the world. Together to intense soil shifting and liming, these practices have caused eutrophication of natural remnants soils near agricultural areas, by the aerial drift of nutrient-enriched soil particles. Several studies suggest that the enrichment of soils of forest fragments can cause changes in the floristic composition of these ecosystems. The objective of this research is to evaluate changes in soil fertility of forest remnants adjacent to agricultural areas with intensive chemical inputs and use of machinery, and to agricultural areas of extensive use with low intensity of use. The present study was carried out in the Guapi-Macacu River Basin in the state of Rio de Janeiro in 14 forest fragments scattered throughout the basin, 7 which is covered by livestock (EU) and 7 by agriculture (IU). Fragments were stratified in three environments in which three plots of 50 x 5 m (250 m<sup>2</sup>) were allocated. Soil samples were collected at 0-5 and 5-10 cm depths, submitted to granulometric and chemical analysis to estimate fertility levels. Data of slope, orientation and canopy opening of the fragments were collected. We also calculated the landscape metrics of size, perimeter-area ratio, isolation and amount of agricultural boundary. Kruskal-Wallis test followed by the Bonferroni test was used to verify differences in fertility levels between fragments adjacent to UI and EU areas, and we used generalized linear models (GLMs) to verify which factors were associated with fertility levels. The results of test shown higher levels of Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> and P elements in fragments adjacent to UI areas. The edges of fragments were more impacted by nutrient enrichment, but results confirm the influence of limit of agriculture on nutrient contents inside fragments. The results confirm the hypothesis that the intensification of the use of inputs in agriculture is a vector of enrichment in the soil fertility of nearby forest fragments. GLMs indicated that factors of greater amount of edge, smaller size, greater slope and greater canopy opening of fragments influenced in higher contents of nutrients. All of these factors have an influence on nutrient deposition, by the density of the canopy that can act as a barrier to the deposition of nutrients. Thus, the study shows that intense adoption of inputs in cultivated areas causes impacts that gain the breadth of landscape scale, not only in productive area itself, and it is necessary to invest in studies to monitoring air currents and the dynamics of aerial drift of particles through the landscape. Finally, it is necessary to discuss the harms caused by the intensification of agriculture and the need for strategies that provide production and conservation.

**Keywords:** drift; edge effects; agricultural inputs.

## 4 INTRODUÇÃO

No território brasileiro predominam solos bem desenvolvidos, naturalmente ácidos e pobres em nutrientes (BERNARDI et al., 2002). Os nutrientes necessários para manutenção das florestas tropicais altamente diversas nesse tipo de solo são oriundos dos minerais originados pelo intemperismo das rochas, dos ciclos biogeoquímicos, onde o processo de ciclagem permite a transferência de nutrientes entre o meio abiótico e biótico (SELLE, 2007; MARTINS et al., 2015), e da deposição atmosférica de nutrientes (AVILA, 1998; KOREN et al., 2006; MARTINS et al., 2015).

A deposição atmosférica de nutrientes é um processo no qual, partículas finas de solo oriundos de algum local são transportadas por correntes de ar e depositadas nos solos de outros ecossistemas, sendo um processo importante para o balanceamento da fertilidade de diversos ecossistemas florestais (AVILA, 1998; BREUNING-MADSEN et al., 2017), inclusive de florestas tropicais com solos fortemente intemperizados e pobres nutricionalmente (KOREN et al., 2006).

No entanto entradas adicionais de nutrientes através da deposição atmosférica de nutrientes (MAO et al., 2017) e deriva provenientes de áreas com atividades agrícolas próximas têm se mostrado questões de grande seriedade para a biodiversidade de paisagens agrícolas fragmentadas (BOUTIN & JOBIN, 1998; DUNCAN et al., 2008; DIDHAM et al., 2015). O alto uso de fertilizantes e adubos devido à intensificação da agricultura no mundo (TILMAN et al., 2001) e juntamente com as práticas de intenso revolvimento do solo e calagem, têm sido apontados como causa de sérias alterações na fertilidade de solos no interior de remanescentes naturais, através de deposição de partículas de solo enriquecidos provenientes de áreas produtivas (DUNCAN et al., 2008; CHABRERIE et al., 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016).

Alguns nutrientes são ditos limitantes para o desenvolvimento das plantas e encontrados naturalmente em baixas concentrações na maioria dos solos brasileiros. Esse conceito muito utilizado para as culturas agrícolas se refere ao fato de que uma planta individual corresponde diretamente em aumento de biomassa com o aumento dos nutrientes limitantes (CHAPIN et al., 1986). Dessa forma, ambientes altamente diversos na composição florística, podem responder com alterações drásticas na comunidade vegetal, com diferentes respostas de diferentes grupos funcionais, com a ocorrência de deposições constantes de nutrientes. Isso é devido a grande relação com as características de fertilidade e pH das florestas da maioria das espécies de plantas de florestas (JONH et al. 2007; LAURANCE et al. 2010). Em muitos casos de alteração nas características químicas do solo, espécies dominantes e invasoras podem ser beneficiadas em detrimento de espécies menos abundantes (BOUTIN & JOBIN, 1998; CHABRERIE et al., 2013).

A excessiva deposição de nutrientes como nitrogênio e fósforo em solos de florestas tropicais podem causar acidificação do solo (TILMAN et al., 2015; REGANOLD & WACHTER, 2016; MAO et al. 2017), e nutrientes como cálcio e magnésio provenientes da calagem em áreas adjacentes podem também causar alterações no pH dos solos de fragmentos florestais (DIDHAM et al. 2015). A eutrofização ocorre pelo aumento excessivo nas concentrações de nutrientes, podendo levar a impactos nas comunidades de microorganismos do solo e conseqüentemente na ciclagem de nutrientes de solos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) e até de ecossistemas aquáticos pela lixiviação desses nutrientes nos solos (CARPENTER, 2005; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Sendo que cerca de 40% da superfície terrestre é voltada para atividades agrícolas (FOLEY et al., 2011) e a constante intensificação da agricultura no mundo, tem levado ao uso cada vez maior de fertilizantes e adubos (TILMAN et al., 2011) são necessários esforços de

pesquisa voltados para identificar os impactos provenientes dessas atividades. Nesse contexto, o presente estudo tem por objetivo avaliar mudanças na fertilidade de solos de remanescentes florestais adjacentes a áreas agrícolas com uso intensivo de insumos químicos e revolvimento do solo, e a áreas agrícolas de uso extensivo, com baixa intensidade de uso. Para isso será testada a hipótese de que a o uso agrícola intensivo altera a fertilidade de solos em fragmentos florestais adjacentes, sendo levantadas as seguintes questões:

- i) Existe diferença nos níveis de fertilidade entre fragmentos com entorno de uso intensivo e de uso extensivo?
- ii) Quais os fatores que influenciam os níveis de fertilidade dos solos de fragmentos florestais?

## 5 METODOLOGIA

### 5.1 Análise de Dados

Para se analisar os efeitos da intensidade de uso do entorno sobre a fertilidade dos solos dos fragmentos florestais os teores de fertilidade dos fragmentos foram analisadas em pares de classe de tamanho e uso do entorno: pequenos de uso intensivo e extensivo (UIp e UEp), médios (UIm e UEm), grandes (UIg e UEg) e contínuos (UIc e UEc) (Anexo A). Para avaliação de um possível efeito do tamanho nos níveis de fertilidade, os fragmentos UI foram comparados par a par, através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, com o uso do método de Bonferroni, uma vez que os dados de fertilidade dos solos não apresentaram distribuição normal.

Para verificar a hipótese apresentada neste trabalho foram testados modelos lineares generalizados (GLMs). Para cada nutriente (variável dependente) foram construídos modelos com diferentes combinações das variáveis consideradas como possíveis determinantes dos teores dos nutrientes no solo: tipo de uso do entorno, métricas da paisagem, declividade, granulometria do solo e abertura do dossel (Tabela 2).

**Tabela 2:** Variáveis independentes utilizadas na construção dos modelos lineares generalizados (GLMs) como determinantes dos teores de nutrientes (variáveis dependentes) nas amostras de solo.

Variável dependente		Variável independente	
C	Carbono	limagri	Limite agrícola
N	Nitrogênio	Area	Tamanho do fragmento (ha)
P	Fósforo	PARA	Razão perímetro-área
K	Potássio	ENN	Isolamento do fragmento
Ca	Cálcio	Abos	Abertura do dossel
Mg	Magnésio	Decli	Declividade
		Ori	Orientação
		Ext	Teor externo do nutriente
		Arg%	% de argila no solo
		ExtArg%	% de argila no solo do entorno

Foram testados um total de 27 modelos para cada nutriente nas duas profundidades de amostragem (0-5 cm e 5-10 cm), considerando a distribuição Gaussiana dos dados (Tabela 3). A seleção dos modelos mais adequados foi realizada através dos valores da segunda ordem de critérios Akaike (AICc) (Burnham & Anderson, 2002). Foram selecionados os modelos com valores de AICc menores que dois ( $\Delta AICc < 2$ ) e de maior peso (AICcWi). A avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos selecionados foi realizada por meio de um teste de Qui-quadrado. As análises dos modelos foram realizadas no software estatístico R (Team, R Core 2016), utilizando os pacotes “bbmle”, versão 1.0.16, e “MuMIn”, versão 1.15.1.

**Tabela 3:** Modelos lineares generalizados avaliados para as variáveis explicativas dos teores de nutrientes nos solos de remanescentes florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ. Limagri: limite agrícola; área: tamanho do fragmento (ha); PARA: razão perímetro-área; ENN: distância euclidiana do vizinho mais próximo; Abos: abertura do dossel; decli: declividade; Ori: orientação; Ex( )0: concentração de nutriente ( ) no entorno na profundidade 0-5 cm; Ex( )5: teor de nutriente ( ) no entorno na profundidade de 5-10 cm; Arg0: % de argila a 0-5 cm de profundidade; Arg5: % de argila na profundidade de 5-10 cm; ExtArg0: % de argila nas amostras de solo do entorno a 0-5 cm de profundidade.

Modelos avaliados	
1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{PARA} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg0} + \beta_7 \text{decli} + \beta_8 \text{ExN0} + \beta_9 \text{ExN5} + \beta_{10} \text{ExtArg0} + \beta_{11} \text{Ori}$
2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{PARA} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg0} + \beta_7 + \beta_8 \text{decli} + \beta_9 \text{ExtArg0} + \beta_{10} \text{Ori}$
3	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{PARA} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg0} + \beta_7 \text{decli} + \beta_8 \text{Ori}$
4	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{PARA} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg0} + \beta_7 \text{Ori}$
5	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{PARA} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg0}$
6	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{PARA} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos}$
7	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos}$
8	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{ENN} + \beta_3 \text{Abos}$
9	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{Abo}$
10	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri}$
11	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area}$
12	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{Arg0} + \beta_2 \text{decli} + \beta_3 \text{ExN0} + \beta_4 \text{ExN5} + \beta_5 \text{ExtArg0} + \beta_6 \text{Ori}$
13	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{Arg0} + \beta_2 \text{decli} + \beta_3 \text{ExN0} + \beta_4 \text{ExN5} + \beta_5 \text{Ori}$
14	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{Arg0} + \beta_2 \text{decli} + \beta_3 \text{ExN0} + \beta_4 \text{ExN5}$
15	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{Arg0} + \beta_2 \text{decli} + \beta_3 \text{ExN0}$
16	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{decli} + \beta_2 \text{ExN0}$
17	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ExN0}$
18	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos} + \beta_5 \text{ExN0}$
19	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{area} + \beta_2 \text{PARA} + \beta_3 \text{Abos} + \beta_4 \text{Arg0} + \beta_5 \text{decli} + \beta_6 \text{Ori}$
20	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{area} + \beta_2 \text{Abos} + \beta_3 \text{Arg0} + \beta_4 \text{decli}$
21	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{PARA} + \beta_2 \text{Arg0} + \beta_3 \text{decli}$
22	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{area} + \beta_2 \text{PARA} + \beta_3 \text{Arg0} + \beta_4 \text{decli}$
23	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{area} + \beta_2 \text{PARA} + \beta_3 \text{Arg0} + \beta_4 (\text{decli} * \text{Abos})$
24	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{ENN}$
25	$y = \beta_0 + \beta_1 (\text{limagri} * \text{ExN0}) + \beta_2 (\text{area} * \text{Abos}) + \beta_3 \text{ENN}$
26	$y = \beta_0 + \beta_1 (\text{limagri} * \text{ExN0}) + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{Abos} + \beta_4 \text{ENN}$
27	$y = \beta_0 + \beta_1 (\text{limagri} * \text{ExN0}) + \beta_2 \text{ENN}$

## 6 RESULTADOS

Os resultados das análises dos gráficos e do teste de Kruskal-Wallis entre os pares de UI e UE (Figuras 4 a 9) mostram uma tendência de maiores teores dos nutrientes  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e P nos fragmentos cujo entorno predomina o uso intensivo (UI). Os níveis de fertilidade se destacaram no 1º terço dos fragmentos, onde os teores foram superiores aos níveis do 2º e 3º terço dos fragmentos (Figuras 4 a 9). A maior parte das diferenças significativas do teste estatístico indica maiores teores nos fragmentos com UI, com exceção dos ambientes de núcleo e clareira dos fragmentos de tamanho grande em que os teores tenderam a serem maiores nos fragmentos cujo entorno predomina o uso extensivo (UEg). Os teores de nitrogênio e carbono tendem a serem maiores nos fragmentos com entorno de UE.

O teste estatístico para diferença das médias de todos os fragmentos com entorno UI, mostram que os níveis de fertilidade tenderam a serem maiores nos fragmentos de tamanhos pequeno e médio, que apresentaram maior número de diferenças significativas em relação aos outros fragmentos. Os fragmentos contínuos apresentaram os menores teores de fertilidade entre todos os fragmentos com entorno UI.

Os teores de cálcio ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) foram maiores nos fragmentos com UI, com diferenças significativas no 1º terço e 2º terço de UIm na profundidade de 0-5 cm, seguindo a tendência do entorno que foi maior em UIm em relação UEm. Os teores a 5-10 cm também foram maiores no entorno, 1º e 2º terço de UIm, no 1º terço de UIg e entorno e 1º terço de UIc, 2º terço. O entorno de UIc também apresentou teores maiores de cálcio nas duas profundidades e no 1º terço a 5-10 cm. Porém os ambientes de 2º e 3º terço de fragmentos grandes com entorno UE apresentaram maiores teores médios de cálcio para essa classe de tamanho.

Os teores médios de magnésio ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) na profundidade de 0-5 cm foram maiores nos fragmentos UIp (1º terço), UIm (entorno e 1º terço) e UIc (2º e 3º terço), e nos fragmentos UEp (entorno), UEm (3º terço) e UEg (2º terço). Na profundidade de 5-10 cm os teores foram maiores em UIp (1º terço), UIm (entorno), UEg (2º e 3º terço), UIg (entorno) e UIc (2º e 3º terço).

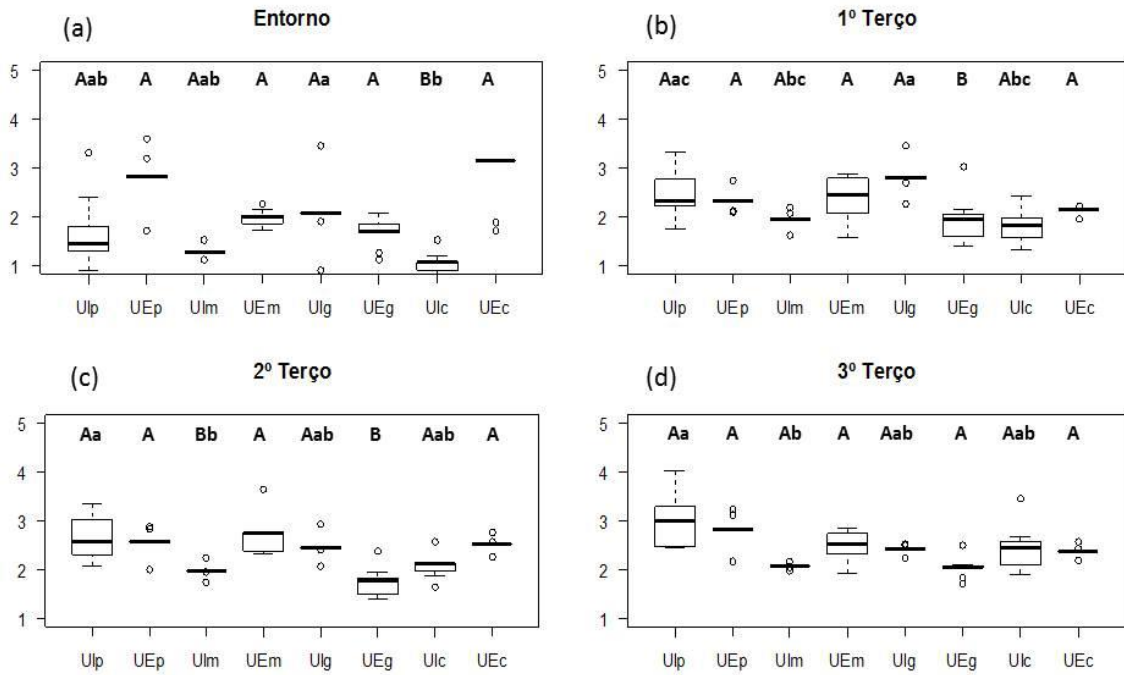
Os teores médios de potássio também foram maiores nos fragmentos de UI. Foram significativos em UIm (entorno, 1º e 2º terço), UIc (entorno e 2º terço) na profundidade de 0-5 cm. Na profundidade de 5-10 cm foram maiores os teores em UIp (1º terço), UIm (entorno), UIg (entorno), UIc (entorno e 2º terço) e com exceção em UEg (2º e 3º terço).

Fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) apresentou teores médios maiores em UIp (1º terço), UIm (entorno) e UEg (1º e 2º terço) na profundidade de 0-5 cm. Na profundidade de 5-10 cm os teores foram maiores em UIp (1º terço), UIm (entorno) e UIg (entorno).

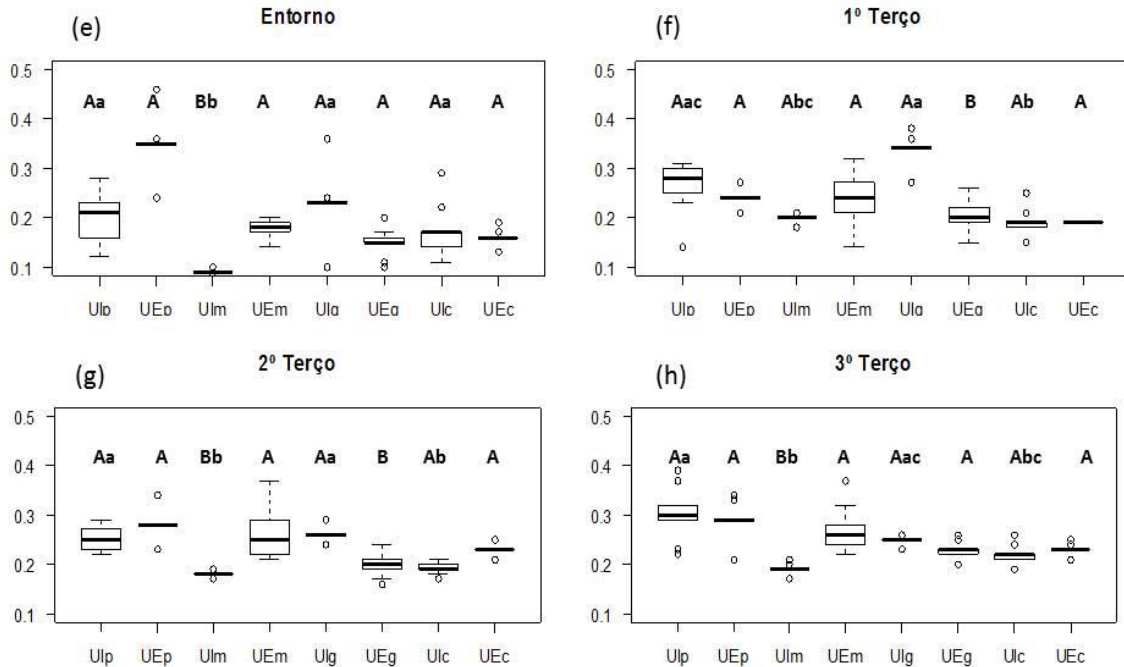
Os teores médios de nitrogênio ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) foram maiores nos entornos de UEm nas duas profundidades de amostragem e em UIg a 5-10 cm de profundidade (Figuras 4 e 7). No interior dos fragmentos foram maiores os valores no 2º e 3º terço de UEm e no 1º e 2º terço de UIg a 0-5 cm. Na profundidade de 5-10 cm o teor médio foi maior no 3º terço de UIp.

Os teores de carbono ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) a 0-5 cm de profundidade foram significativamente maiores nos fragmentos UEm (2º terço), UIg (2º terço) e UEc (entorno). Na profundidade de 5-10 cm o carbono foi mais alto em UEm (entorno e 1º terço), UIg (1º terço) e UEc (entorno, 1º e 2º terço).

Carbono ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) – Profundidade de 0-5 cm

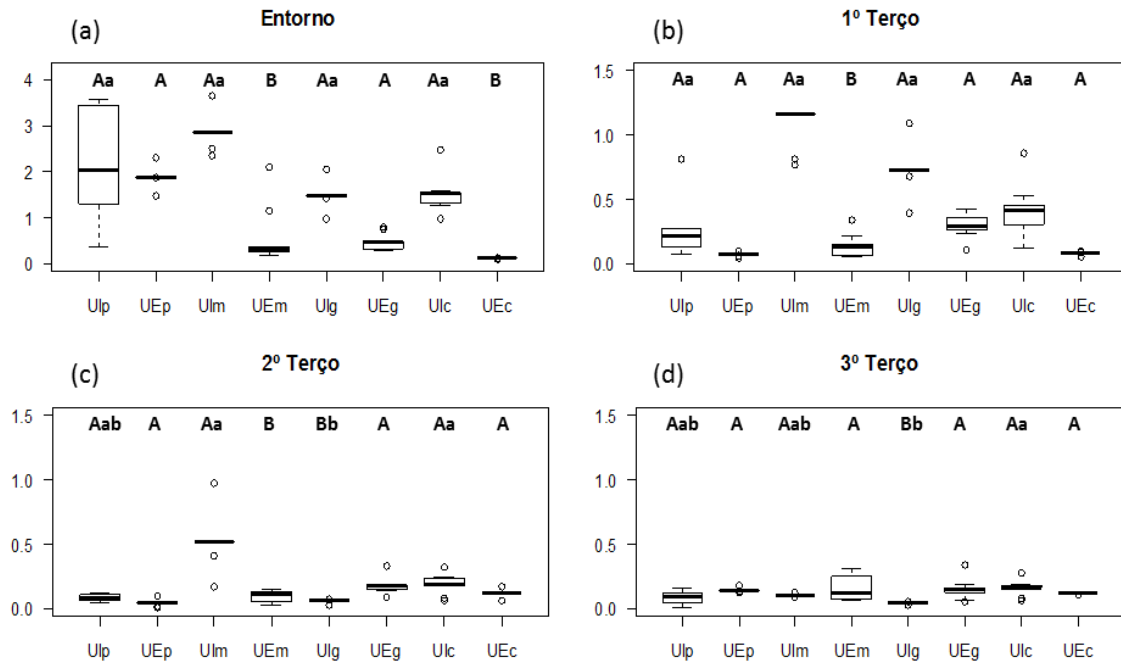


Nitrogênio ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) – Profundidade de 0-5 cm

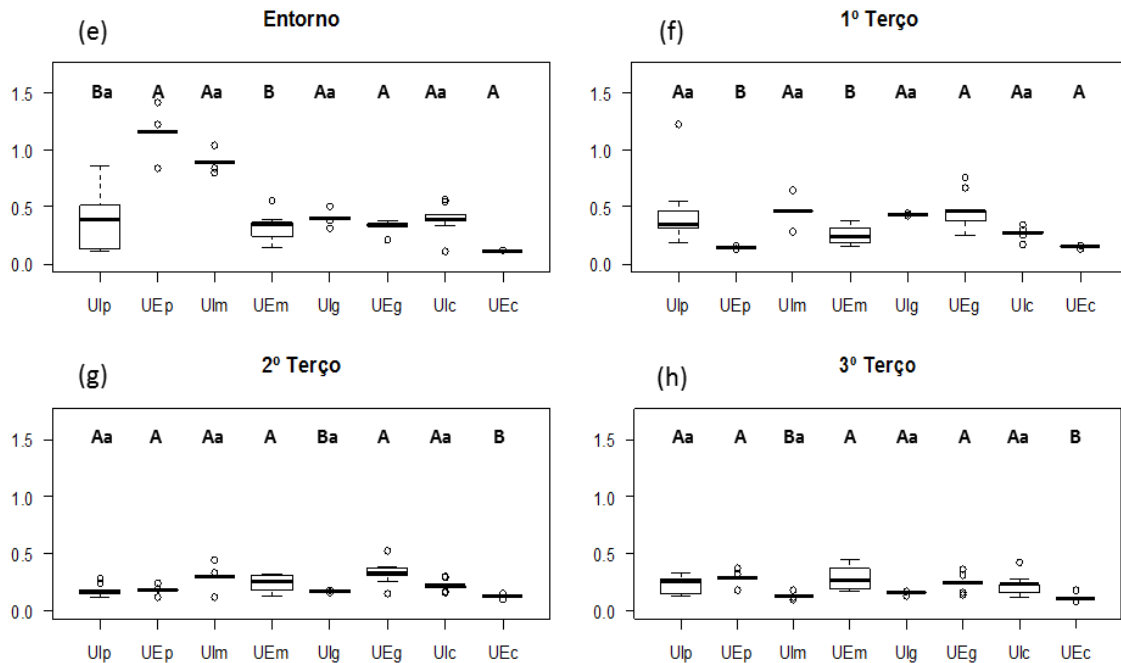


**Figura 4:** Boxplot dos teores de carbono ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), (a, b, c e d) e nitrogênio ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), (e, f, g e h) nas amostras de solo de profundidade 0-5 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

**Cálcio (cmolc.dm<sup>-3</sup>) – Profundidade de 0-5 cm**



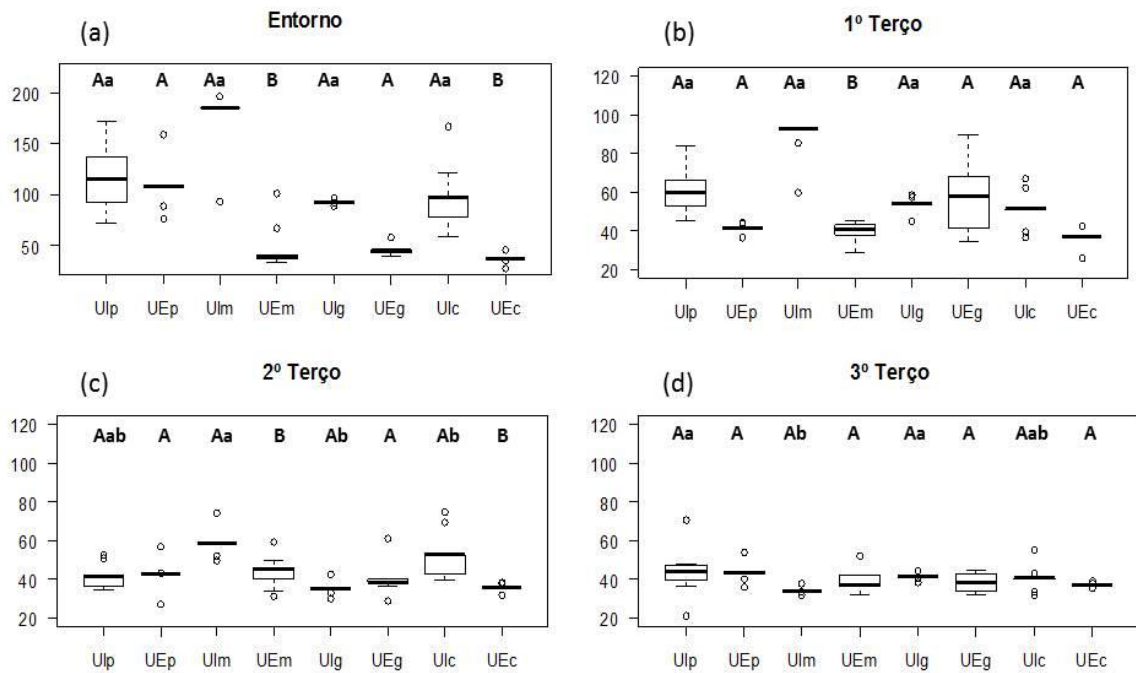
**Magnésio (cmolc.dm<sup>-3</sup>) – Profundidade de 0-5 cm**



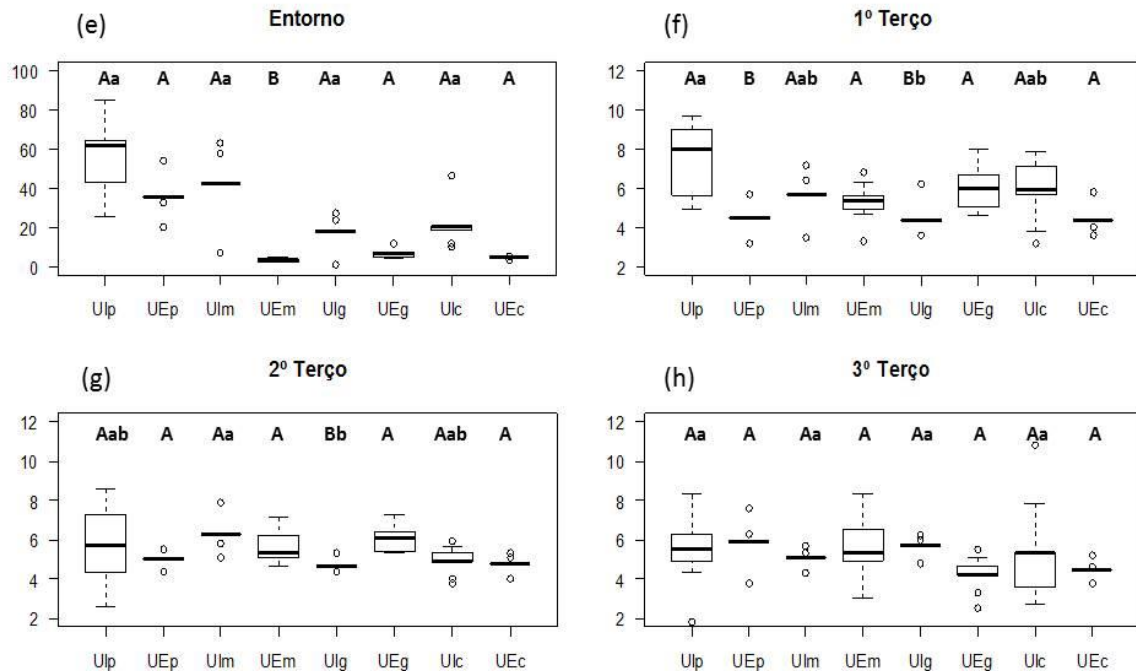
**Figura 5:** Boxplot dos teores de cálcio (cmolc.dm<sup>-3</sup>), gráficos a, b, c e d e magnésio (cmolc.dm<sup>-3</sup>) e, f, g e h nas amostras de solo de profundidade 0-5 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).



Potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) – Profundidade de 0-5 cm

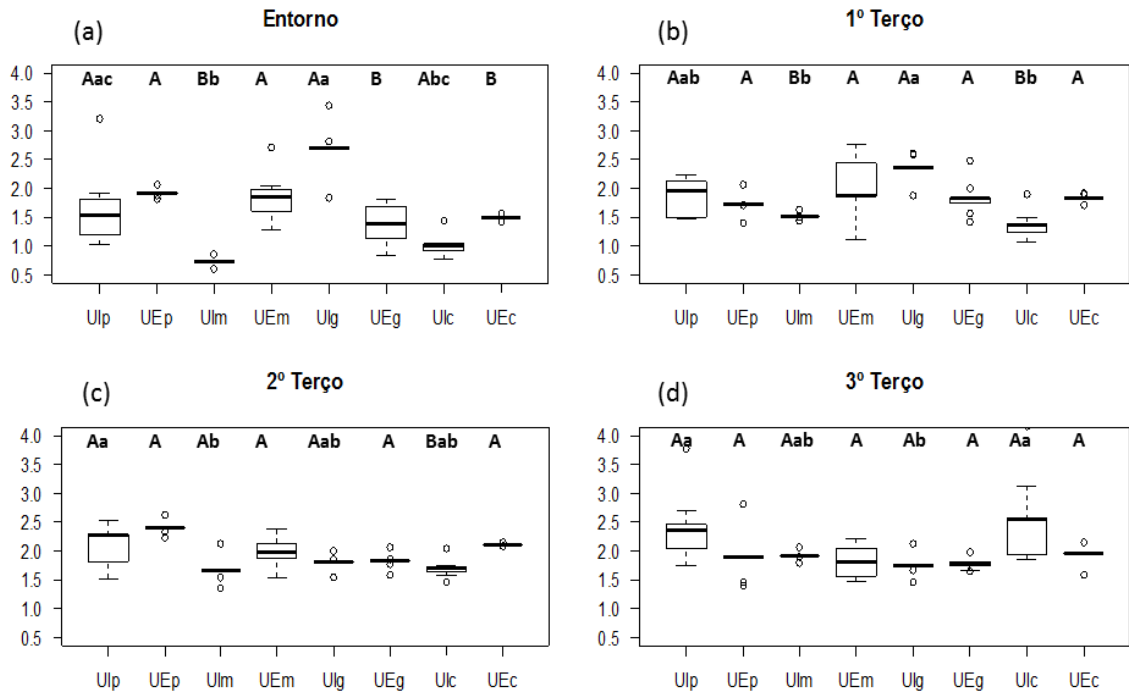


Fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) – Profundidade de 0-5 cm

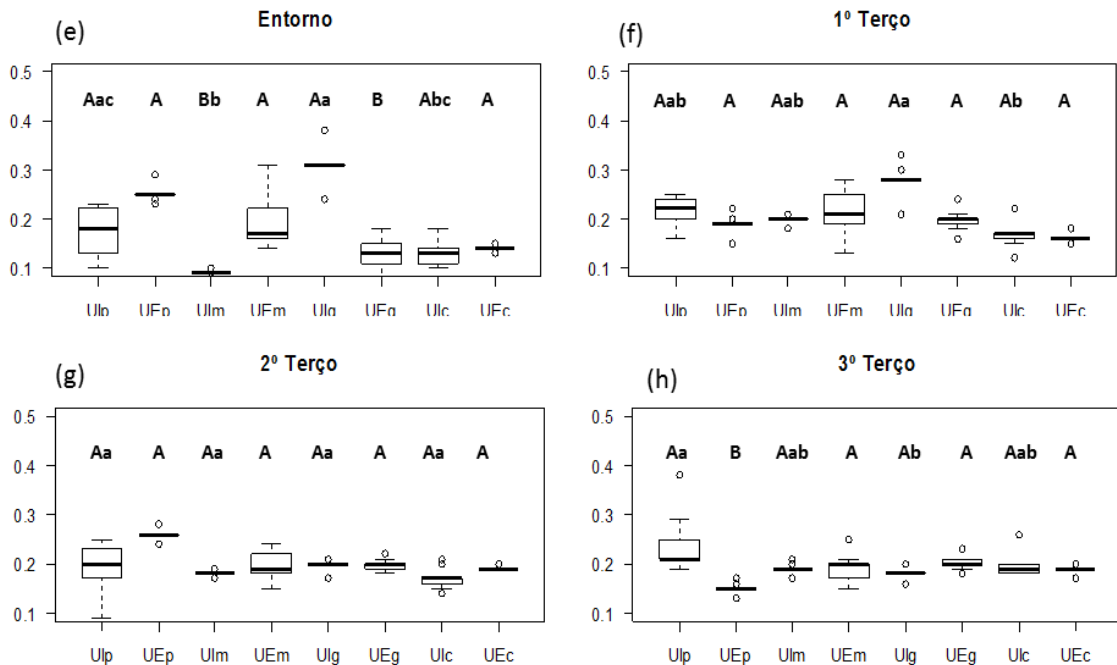


**Figura 6:** Boxplot dos teores de potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos a, b, c e d e fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 0-5 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

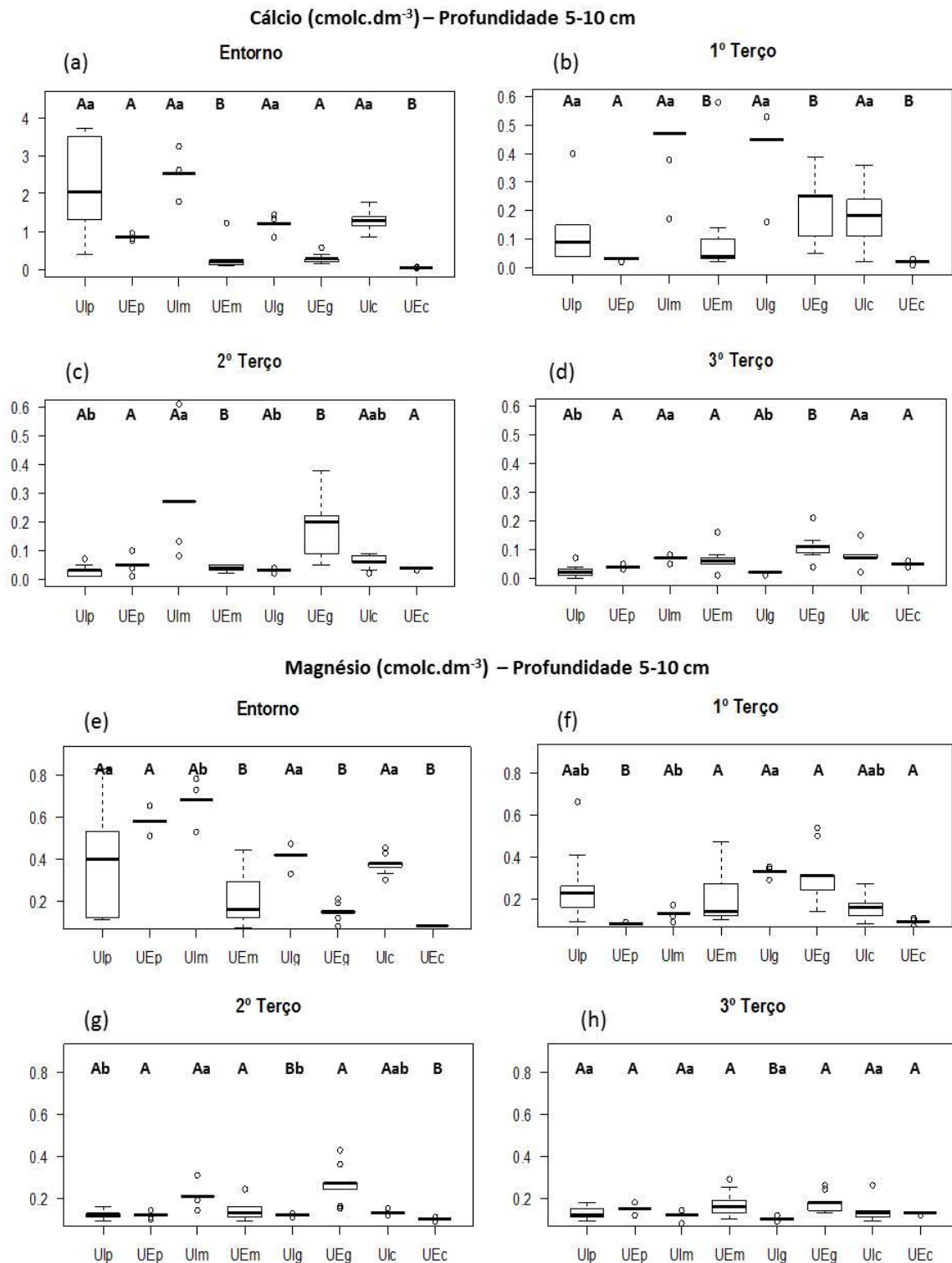
Carbono (dag.kg<sup>-1</sup>) – Profundidade 5-10 cm



Nitrogênio (dag.kg<sup>-1</sup>) – Profundidade 5-10 cm

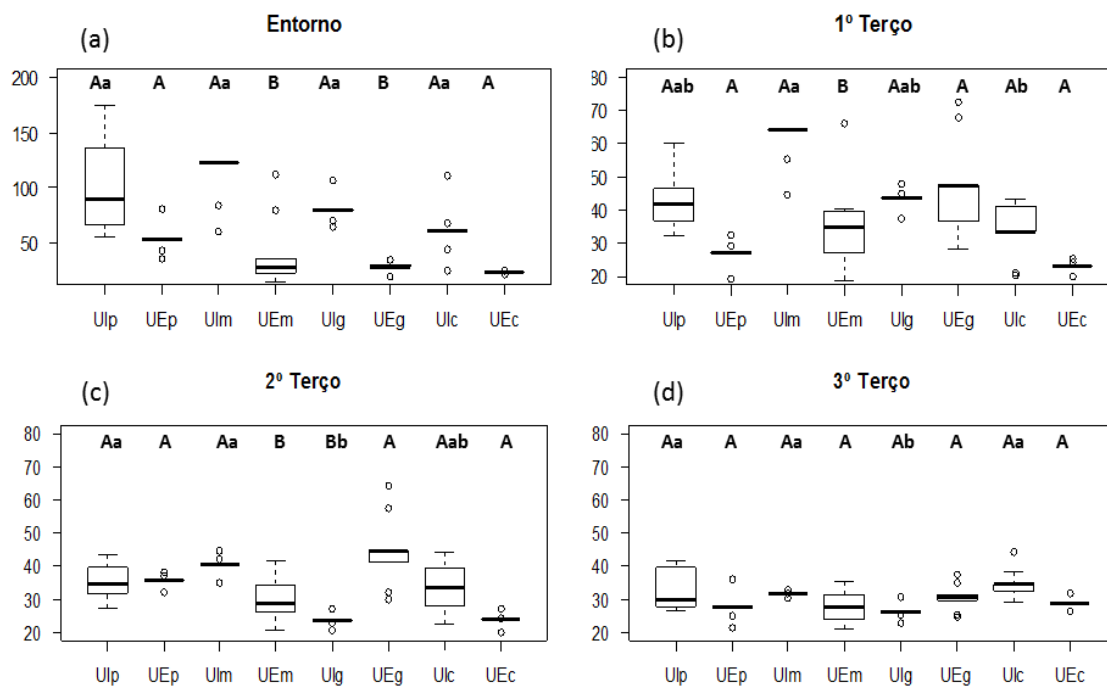


**Figura 7:** Boxplot dos teores de carbono (dag.kg<sup>-1</sup>), gráficos a, b, c e d e nitrogênio (dag.kg<sup>-1</sup>), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 5-10 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

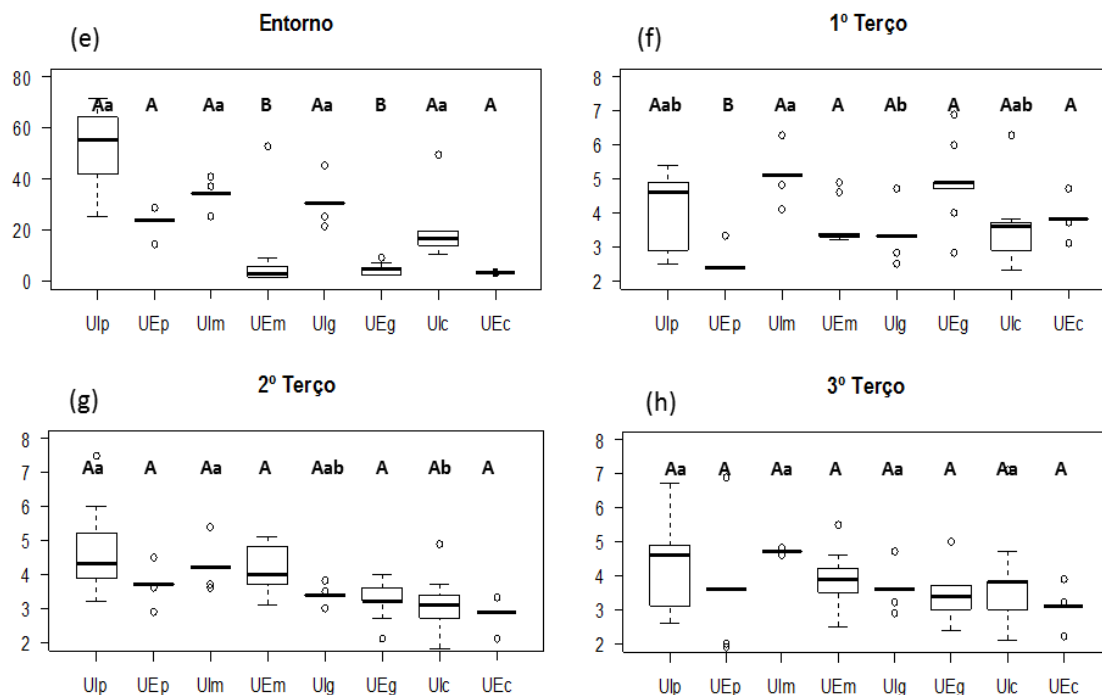


**Figura 8:** Boxplot dos teores de cálcio (cmolc.dm<sup>-3</sup>), gráficos a, b, c e d e magnésio (cmolc.dm<sup>-3</sup>), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 5-10 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

Potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) – Profundidade 5-10 cm



Fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) – Profundidade 5-10 cm



**Figura 9:** Boxplot dos teores de potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos a, b, c e d e fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gráficos e, f, g e h, nas amostras de solo de profundidade 5-10 cm dos grupos de fragmentos florestais de tamanhos pequeno, médio, grande e contínuo (Up, Um, Ug, Uc, respectivamente) com entornos de uso intensivo e extensivo (UI e UE), nos diferentes ambientes de amostragem (Entorno, 1º, 2º e 3º Terço). Letras maiúsculas diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os pares UI e UE de mesmo tamanho; letras minúsculas entre os UI pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

Os teores de cálcio foram destacadamente maiores nos fragmentos com UI (Figuras 5 e 8), variando de 1,8 a 9 vezes maior nos ambientes de 1º terço, 7 vezes maior no 2º terço e 4 vezes maior no 3º terço dos fragmentos UI. Os nutrientes magnésio, potássio e fósforo, apesar da tendência de serem maiores em UI, não apresentaram diferenças tão acentuadas, variando os teores de 1 a 3 vezes maiores em relação em UE.

Os resultados dos parâmetros abióticos de abertura do dossel, declividade e orientação dos sítios estudados estão apresentados na Tabela 2. Esses resultados junto aos resultados de fertilidade e granulometria dos solos e métricas de paisagem (Tabela 3) foram utilizados para desenvolvimento dos modelos preditivos dos teores de nutrientes nos solos dos fragmentos.

**Tabela 4:** Média e desvio-padrão dos parâmetros abióticos de abertura do dossel (Abos), declividade e orientação dos ambientes avaliados nos remanescentes florestais na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, R.J.

Local	Abos (%)	Declividade (°)	Orientação	Abos (%)	Declividade (°)	Orientação	Abos (%)	Declividade (°)	Orientação
	1º terço			2º terço			3º terço		
UIp1	25,1 (1,65)	16,99 (8,13)	Leste	26,88 (1,11)	28,36 (3,53)	Leste	25,02 (4,50)	28,36 (3,53)	Leste
UIp2	25,32 (3,98)	26,07 (3,89)	Sudoeste	21,19 (2,68)	20,17 (6,79)	Sudoste	16,45 (8,78)	16,17 (8,31)	Sudoeste
UIp3	7,40 (0,95)	32,37 (2,25)	Nordeste	8,87 (1,51)	26,35 (5,25)	Nordeste	7,49 (1,18)	5,3 (5,46)	Nordeste
UEp	32,56 (2,20)	31,28 (1,48)	Oeste	32,38 (6,97)	15,84 (9,33)	Oeste	29,61 (2,94)	24,67 (4,68)	Oeste
UIm	24,35 (1,71)	26,39 (6,09)	Sudoeste	24,74 (8,61)	32,81 (3,25)	Sudoeste	22,75 (0,58)	13,4 (8,20)	Sudoeste
UEm1	8,60 (1,0)	21,74 (14,63)	Oeste	9,34 (1,67)	22,1 (8,80)	Oeste	11,18 (1,06)	22,10 (8,80)	Oeste
UEm2	15,09 (5,66)	26,26 (10,27)	Leste	9,98 (2,24)	31,26 (8,49)	Leste	10,83 (0,94)	31,26 (8,49)	Leste
UEm3	29,14 (3,01)	14,2 (4,97)	Sudoeste	21,08 (5,12)	10,53 (7,96)	Sudoeste	23,04 (3,66)	9,67 (2,73)	Sudoeste
UIg	28,27 (4,20)	21,06 (4,22)	Sul	22,67 (4,00)	17,22 (3,47)	Sul	27,41 (7,36)	9,44 (4,05)	Sul
UEg1	34,45 (12,06)	37,7 (22,50)	Sudoeste	15,99 (3,01)	20,77 (6,32)	Sudoeste	13,82 (3,51)	15,83 (3,48)	Sudoeste
UEg2	11,04 (3,54)	28,37 (3,17)	Norte	13,35 (4,03)	24,84 (2,14)	Norte	20,34 (0,85)	15,84 (5,49)	Norte
UIc1	7,43 (0,27)	34,43 (2,06)	Noroeste	6,04 (0,35)	27,69 (3,75)	Noroeste	7,22 (1,11)	6,24 (2,16)	Noroeste
UIc2	21,43 (1,59)	33,27 (0,21)	Nordeste	27,53 (2,31)	26,47 (6,31)	Nordeste	16,99 (3,68)	11,03 (1,46)	Nordeste
UEc	16,57 (4,32)	28,94 (1,54)	Leste	12,01 (0,70)	19,21 (2,31)	Leste	21,39 (2,63)	21,01 (8,79)	Leste

Os resultados das métricas de paisagem (Tabela 5) mostram a quantidade de borda dos fragmentos florestais que fazem limite direto com agricultura (limagri). Com os resultados é possível perceber que alguns fragmentos, cujas amostragens foram realizadas nas faces voltadas para pastagens (UE), possuem parte dos limites de borda encontrando-se com agricultura, nas faces não amostradas, como UEg1 e UEc.

**Tabela 5:** Resultados das métricas de paisagem avaliadas para os sítios estudados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ de fragmentos florestais com entorno de uso intensivo (UI) e uso extensivo (UE) de tamanhos pequeno (p), médio (m), grande (g) e florestas contínuas (c). limagri: quantidade de limite direto com agricultura (%); área: Tamanho do fragmento (ha); PARA: razão perímetro-área; ENN: distância euclidiana do vizinho mais próximo.

Local	limagri	area	PARA	ENN
UIp1	67,30	8,82	176,90	60,00
UIp2	0	11,16	166,67	120,00
UIp3	100,00	15,84	136,36	90,00
UEp	0,00	8,46	184,40	192,10
UIm	15,60	29,34	124,70	161,60
UEm1	0,00	19,26	124,61	84,85
UEm2	0,00	26,46	113,40	60,00
UEm3	0,00	26,01	173,01	67,08
UIg	9,00	168,10	113,80	150,00
UEg1	1,16	262,8	118,26	94,87
UEg2	0,00	90,40	124,20	90,00
UIc1	24,50	49259,25	30,40	60,00
UIc2	1,50	49259,25	30,42	60,00
UEc	1,50	49259,25	30,40	60,00

### 6.1 Modelos Preditivos Dos Níveis De Fertilidade Em Fragmentos Florestais

Todos os nutrientes, exceto carbono, tiveram seus valores associados à porcentagem de limite agrícola (limagri), sendo que essa variável apareceu em pelo menos um dos modelos selecionados para explicar o teor dos nutrientes. Em Anexo, encontram-se todos os modelos selecionados para cada nutriente.

A influência do entorno foi mais evidente para N e P nos modelos preditivos para esses nutrientes (Tabela 6). Para os dois nutrientes o limite com uma área agrícola e os teores de fertilidade no entorno agrícola foram as variáveis explicativas que mais responderam os teores dentro dos fragmentos, com modelos de grande peso para nitrogênio (N0) e fósforo (P0) na profundidade de 0-5 cm (AICcWi=0,5422 e AICcWi=0,75, respectivamente) e fósforo (P5) a 5-10 cm de profundidade (AICcWi=0,6859).

**Tabela 6:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de nitrogênio e fósforo nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (N0, N5, P0 e P5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

N0 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtN0} + \beta_3 (\text{limagri:ExtN0}) + \beta_4 \text{ ENN}$		$\Delta AICc = 0$	$AICcWi = 0,5422$
Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Intercepto	Intercepto	0,16379	
Limite agrícola	limagri	-0,00065	
Teor de N0 no entorno	ExtN0	0,11835	
Limite agrícola:Teor de N0 no entorno	limagri:ExtN0	0,00675	0,009012**
Isolamento	ENN	0,11835	0,001572**
N5 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ Arg5} + \beta_3 \text{ decli}$		$\Delta AICc = 0$	$AICcWi = 0,3600$
Intercepto	Intercepto	0,17	
Razão área-perímetro	PARA	0,00021	0,003291 **
% de argila a 5-10 cm	Arg5	0,00064	0,093206 .
Declividade	decli	-0,00079	0,019071 *
P0 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtP0} + \beta_3 (\text{limagri:ExtP0}) + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{area:Abos})$		$\Delta AICc = 0$	$AICcWi = 0,75$
Intercepto	Intercepto	5916	
Limite agrícola	limagri	-30,31	
Teor de P0 no entorno	ExtN0	-6,53	
Limite agrícola:Teor de P0 no entorno	limagri:ExtP0	1,20	2,033e-05 ***
Tamanho do fragmento	area	-0,0409	
Abertura do dossel	Abos	-25,49	
Tamanho do fragmento:Abertura do dossel	area:Abos	0,0024	0,009401 **
P5 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtP0} + \beta_3 (\text{limagri:ExtP0}) + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{area:Abos})$		$\Delta AICc = 0$	$AICcWi = 0,6859$
Intercepto	Intercepto	4190	
Limite agrícola	limagri	-47,43	
Teor de P0 no entorno	ExtN0	5,606	
Limite agrícola:Teor de P0 no entorno	limagri:ExtN0	1,227	3,354e-05 ***
Tamanho do fragmento	area	-0,0231	
Abertura do dossel	Abos	-20,46	
Tamanho do fragmento:Abertura do dossel	area:Abos	0,0012	0,1202

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e .10% de probabilidade.

O único modelo para nitrogênio na profundidade de 0-5 cm (N0) mostrou que seus teores são explicados pela interação da porcentagem de limite agrícola e teor de nitrogênio na camada superficial do solo no entorno ( $p < 0,01$ ) somada ao grau de conectividade dos fragmentos ( $p < 0,01$ ).

Para o nitrogênio na profundidade de 5-10 cm foram selecionados três modelos, sendo que o de maior peso de AICc ( $AICcWi = 0,3600$ ), mostrou relação positiva com a razão perímetro-área ( $p < 0,01$ ) e quantidade de argila ( $p < 0,10$ ) e relação negativa com a declividade ( $p < 0,05$ ).

O modelo explicativo para os teores de fósforo na profundidade de 0-5 cm (P0), mostra como significantes a interação de limite agrícola e teor de fósforo na camada superficial do entorno ( $p < 0,001$ ) e a interação entre tamanho do fragmento e abertura do dossel ( $p < 0,01$ ). Para a profundidade de 5-10 cm (P5) foram selecionados dois modelos, que



consideraram apenas a interação limite agrícola e teor de fósforo no entorno como variáveis explicativas.

Para o potássio o limite com a agricultura e teores de fertilidade no entorno também foram explicativos (Tabela 7), porém os teores desse nutriente também tiveram forte associação com o relevo (declividade), o tamanho e a quantidade de borda dos fragmentos. Para a profundidade de 0-5 cm (K0), os dois primeiros modelos preditivos ( $AICcW_i=0,2874$ ,  $AICcW_i=0,1872$ ) mostram como explicativos de forma positiva o limite agrícola, os teores de potássio no entorno agrícola, a declividade, e de forma negativa o tamanho do fragmento e a razão perímetro área.

Para os teores de potássio na profundidade 5-10 cm (K5), o modelo de maior peso ( $AICcW_i=0,4690$ ) apresenta como significantes a interação entre limite agrícola e teor de potássio na camada superficial do entorno ( $p<0,05$ ), e a interação entre tamanho do fragmento e razão perímetro-área ( $p<0,001$ ).

**Tabela 7:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de potássio nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (K0 e K5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

K0 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtK0} + \beta_3 (\text{limagri:ExtK0}) + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ area} + \beta_6 \text{ PARA} + \beta_7 (\text{area:PARA})$			
Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
$\Delta AICc = 0$ $AICcWi = 0,2874$			
Intercepto	Intercepto	30,93	
Limite agrícola	limagri	0,3186	
Teor de K0 no entorno	ExtK0	0,1035	
Limite agrícola:Teor de K0 no entorno	limagri:ExtK0	-0,0019	0,052969 .
Declividade	decli	0,3476	0,004181 **
Tamanho do fragmento	area	-0,0129	
Razão área-perímetro	PARA	-0,0382	
Tamanho do fragmento:Razão área-perímetro	area:PARA	0,0004	0,074645 .
$\Delta AICc = 0,9$ $AICcWi = 0,1872$			
Intercepto	Intercepto	41,42	
Limite agrícola	limagri	0,295	
Teor de K0 no entorno	ExtK0	0,0954	
Limite agrícola:Teor de K0 no entorno	limagri:ExtK0	-0,0018	0,068450 .
Declividade	decli	0,3298	0,006985 **
Tamanho do fragmento	area	-0,0002	0,091504 .
Razão área-perímetro	PARA	-0,0862	0,098006 .
$\Delta AICc = 0$ $AICcWi = 0,469$			
Intercepto	Intercepto	13,32	
Limite agrícola	limagri	0,2232	
Teor de K0 no entorno	ExtK0	0,065	
Limite agrícola:Teor de K0 no entorno	limagri:ExtK0	-0,0015	0,02661 *
Declividade	decli	0,1796	0,05325 .
Tamanho do fragmento	area	-0,0247	
Razão área-perímetro	PARA	0,0579	
Tamanho do fragmento:Razão área-perímetro	area:PARA	0,0008	1,733e-05 ***
$\Delta AICc = 1,4$ $AICcWi = 0,231$			
Intercepto	Intercepto	19,02	
Limite agrícola	limagri	0,22	
Teor de K0 no entorno	ExtK0	0,07	
Limite agrícola:Teor de K0 no entorno	limagri:ExtK0	0,00	0,03304 *
Tamanho do fragmento	area	-0,02	
Razão área-perímetro	PARA	0,05	
Tamanho do fragmento:Razão área-perímetro	area:PARA	0,00	3,893e-05 ***

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

Já o magnésio, apresentou relação com o limite agrícola de forma menos expressiva. De acordo com os modelos preditivos para esse nutriente (Tabela 8), as variáveis de tamanho e quantidade de borda dos fragmentos, a declividade e teor de argila no solo, tiveram maior influência sobre o magnésio da camada mais superficial. Porém para a camada 5-10 cm, além da relação com a área e quantidade de borda dos fragmentos, os teores tiveram forte relação com as variáveis de conectividade, abertura de dossel e teor de argila no entorno.

Para explicar os teores de magnésio a 0-5 cm de profundidade (Mg0), foram selecionados quatro modelos. O primeiro modelo ( $\Delta AICc=0$ ;  $AICcWi=0,3036$ ) mostra como explicativas de forma negativa, a área do fragmento ( $p<0,05$ ) e a quantidade de argila ( $p<0,05$ ) e de forma positiva a declividade ( $p<0,01$ ).

A variável do limite agrícola foi significativa para explicar os teores de Mg0 no segundo modelo de maior peso ( $\Delta AICc=0,6$ ;  $AICcWi=0,2264$ ), de forma positiva, juntamente ao tamanho do fragmento e a declividade. Os parâmetros de isolamento do fragmento, razão perímetro-área e teor de argila apresentaram interação negativa com as concentrações de Mg0.

Já para os teores de magnésio na profundidade de 5-10 cm (Mg5) foram selecionados seis modelos, sendo que o de maior peso ( $AICcWi=0,1757$ ) mostra como explicativas as variáveis abertura do dossel e limite agrícola de forma positiva, e de forma negativa as variáveis tamanho do fragmento, razão perímetro-área, teor de argila e grau de isolamento do fragmento.

**Tabela 8:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de magnésio nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (Mg0 e Mg5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

Mg0 = $\beta_0 + \beta_1$ area + $\beta_2$ PARA + $\beta_3$ Arg0 + $\beta_4$ decli		$\Delta AICc= 0$	<b>AICcWi= 0,3036</b>
Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Intercepto	Intercepto	448,70	
Tamanho do fragmento	area	0,00	0,002357 **
Razão área-perímetro	PARA	-0,90	0,094171 .
% argila a 0-5 cm	Arg0	-2,99	0,034477 *
Declividade	decli	3,47	0,005867 **
Mg0 = $\beta_0 + \beta_1$ limagri + $\beta_2$ area + $\beta_3$ ENN + $\beta_4$ PARA + $\beta_5$ Arg0 + $\beta_6$ decli		$\Delta AICc= 0,6$	<b>AICcWi= 0,2264</b>
Intercepto	Intercepto	468,00	
Limite agrícola	limagri	0,69	0,12
Tamanho do fragmento	area	0,00	0,001019 **
Isolamento	ENN	-0,26	0,442028
Razão área-perímetro	PARA	-1,01	0,066140 .
% argila a 0-5 cm	Arg0	-2,67	0,061490 .
Declividade	decli	3,41	0,005954 **
Mg0 = $\beta_0 + \beta_1$ area + $\beta_2$ Abos + $\beta_3$ Arg0 + $\beta_4$ decli		$\Delta AICc= 1,2$	<b>AICcWi= 0,1645</b>
Intercepto	Intercepto	366,00	
Tamanho do fragmento	area	0,00	0,0005543 ***
Abertura do dossel	Abos	-1,80	0,2092636
% argila a 0-5 cm	Arg0	-3,39	0,0147716 *
Declividade	decli	3,76	0,0029931 **
Mg0 = $\beta_0 + \beta_1$ limagri + $\beta_2$ area + $\beta_3$ ENN + $\beta_4$ PARA + $\beta_5$ decli		$\Delta AICc= 1,8$	<b>AICcWi= 0,1233</b>
Intercepto	Intercepto	386,4	
Limite agrícola	limagri	0,8641	0,0484841 *
Tamanho do fragmento	area	-0,0046	0,0008222 ***
Isolamento	ENN	-0,1667	0,6210507
Razão área-perímetro	PARA	-1,30	0,0155136 *
Declividade	decli	3,58	0,0043047 **
Mg5 = $\beta_0 + \beta_1$ limagri + $\beta_2$ area + $\beta_3$ PARA + $\beta_4$ ENN + $\beta_5$ Abos + $\beta_6$ Arg5		$\Delta AICc= 0$	<b>AICcWi= 0,1757</b>
Intercepto	Intercepto	365,20	
Limite agrícola	limagri	0,1923	0,535734
Tamanho do fragmento	area	-0,0032	0,001026 **
Razão área-perímetro	PARA	-0,7174	0,083291 .
Isolamento	ENN	-0,6783	0,006529 **
Abertura do dossel	Abos	2,802	0,019662 *
% argila a 5-10 cm	Arg5	-1,748	0,072040 .

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

Para o cálcio da camada superficial (Ca0) as variáveis mais influentes foram o limite com agricultura, a quantidade de borda e a conectividade dos fragmentos (Tabela 9). O primeiro modelo (AICcWi=0,2405) apresentou como significativas de forma positiva as variáveis limite agrícola ( $p<0,01$ ), grau de isolamento ( $p<0,05$ ) e declividade ( $p<0,05$ ), e de forma negativa as variáveis tamanho do fragmento e razão perímetro-área ( $p<0,05$ ). O segundo modelo (AICcWi=0,2335) foi similar ao primeiro.

Os teores de cálcio na profundidade de 5-10 cm (Ca5) (Tabela 9) apresentaram cinco modelos explicativos. O de maior peso de AICc (AICcWi=0,1776), mostrou como significativas as variáveis área, razão perímetro-área e teor de argila, de forma negativa, e com interação positiva a interação das variáveis declividade e abertura do dossel.

**Tabela 9:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de cálcio nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (Ca0 e Ca5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

Ca0 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ decli}$			
			$\Delta AICc= 0$
			<b>AICcWi= 0,2405</b>
Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Intercepto	Intercepto	308,4	
Limite agrícola	limagri	2,1680	0,009874 **
Tamanho do fragmento	area	-0,0049	0,057244 .
Isolamento	ENN	1,525	0,018966 *
Razão área-perímetro	PARA	-2,823	0,006061 **
Declividade	decli	4,6760	0,048704 *
Ca5 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg5} + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{decli:Abos})$			
			$\Delta AICc= 0$
			<b>AICcWi= 0,1776</b>
Intercepto	Intercepto	367,2	
Tamanho do fragmento	area	-0,0041	0,006258 **
Razão área-perímetro	PARA	-1,4260	0,026473 *
% argila a 5-10 cm	Arg5	-2,7360	0,073779 .
Declividade	decli	0,1285	
Abertura do dossel	Abos	0,6226	
Declividade:Abertura do dossel	decli:Abos	0,1039	0,33

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

O carbono na camada 0-5 cm (C0) apresentou grande relação com o tamanho e quantidade de borda dos fragmentos, o teor de argila, a declividade e a orientação das parcelas estudadas (Tabela 8). Já o carbono na camada de 5-10 cm (C5) teve grande relação com a declividade do terreno, o teor de carbono no entorno e a orientação (Tabela 10). Para o C0 foram selecionados três modelos dos quais o de maior peso (AICcWi=0,2914), indica como significativas de forma positiva as variáveis tamanho do fragmento ( $p<0,05$ ), a razão perímetro-área ( $p<0,01$ ) e a quantidade de argila ( $p<0,001$ ) e negativamente relacionada a declividade ( $p<0,05$ ).

Para o C5 foram obtidos dois modelos ( $\Delta AICc=0$ , AICcWi=0,521; e  $\Delta AICc=1,9$ , AICcWi=0,2053). O primeiro indica que os teores de carbono são negativamente relacionados às variáveis declividade ( $p<0,05$ ) e orientação do fragmento ( $p<0,01$ ), e positivamente relacionados à variável de teor de carbono na camada superficial do entorno ( $p<0,001$ ).

**Tabela 10:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar os níveis de carbono nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (C0 e C5, respectivamente) nos solos dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

C0 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg0} + \beta_4 \text{ decli}$		$\Delta AICc= 0$	$AICcWi= 0,2914$
Variáveis	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Intercepto	Intercepto	1,09	
Tamanho do fragmento	area	0,00001	0,0321954 *
Razão área-perímetro	PARA	0,0056	0,0083898 **
% de argila a 0-5 cm	Arg0	0,0205	0,0002446 ***
Declividade	decli	-0,0114	0,0190075 *
C5 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ Arg5} + \beta_2 \text{ decli} + \beta_3 \text{ ExtC0} + \beta_4 \text{ Ori}$		$\Delta AICc= 0$	$AICcWi= 0,521$
Variáveis	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Intercepto	Intercepto	2,05	
% de argila a 5-10 cm	Arg5	-0,0029	0,4574109
Declividade	decli	-0,0082	0,0306815 *
Teor de C0 no entorno	ExtC0	0,2149	0,0001585 ***
Orientação	Ori	-0,0457	0,0068608 **
C5 = $\beta_0 + \beta_1 \text{ Arg5} + \beta_2 \text{ decli} + \beta_3 \text{ ExtC0} + \beta_4 \text{ ExtArg0} + \beta_5 \text{ Ori}$		$\Delta AICc= 1,9$	$AICcWi= 0,2053$
Variáveis	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Intercepto	Intercepto	2,095	
% de argila a 5-10 cm	Arg5	-0,0021	0,6104052
Declividade	decli	-0,0086	0,0249152 *
Teor de C0 no entorno	ExtC0	0,2424	0,0008367 ***
% de argila a 0-5 cm no entorno	ExtArg0	-0,0026	0,5372757
Orientação	Ori	-0,0495	0,0059622 **

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

## 7 DISCUSSÃO

As análises da fertilidade dos solos dos fragmentos florestais realizadas neste estudo levaram a dois principais resultados. O primeiro, confirmando a hipótese, mostra fortes evidências de que a agricultura intensiva no entorno de fragmentos florestais causa alterações nas características químicas do solo, aumentando a fertilidade dos solos principalmente nas bordas, mas também alcançando o interior de fragmentos. Quando os fragmentos possuem limites diretos com agricultura intensiva, os efeitos da deriva de nutrientes são mais pronunciados pelo acúmulo nas bordas. Porém, também pôde ser observado que a deriva tem alcance maior, sendo observada também no interior de fragmentos, mesmo quando estes são predominantemente envoltos por pastagens.

O segundo resultado é a influência dos parâmetros como tamanho, forma, configuração dos fragmentos na paisagem e abertura do dossel no interior dos fragmentos, sobre a intensidade desses efeitos de borda. Fragmentos menores e com maior borda por área possuem maiores concentrações de nutrientes, enquanto a maior conectividade entre fragmentos se mostrou como um fator que possivelmente diminui a entrada de partículas finas pelo ar. A abertura do dossel se correlacionou de forma positiva com os teores de nutrientes, na maior parte das vezes, o que sugere que o dossel pode funcionar como uma barreira para entrada de partículas de deriva aérea.

Apesar de que os testes para comparação das médias dos nutrientes entre os pares de UI e UE, não tenham sido significativos em todas as comparações, a maior parte das diferenças significativas nos interiores dos fragmentos (62%), indicam maiores teores naqueles com entorno UI. Os gráficos também mostram uma tendência muito clara de maiores teores de nutrientes em fragmentos de entorno UI.

Esses resultados corroboram com estudos recentes em paisagens agrícolas, onde a maior intensificação de usos de insumos agrícolas está ligada a maiores modificações na fertilidade de solos em remanescentes naturais (CHABRERIE et al., 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016). Uzêda et al. (2016), em estudo similar na Bacia Hidrográfica de Guapi- Macacu, porém com um número menor de fragmentos (n=8), apresentaram resultados gerais parecidos, com maiores fertilidades em fragmentos cujo entorno era de uso intensivo.

Os modelos lineares generalizados também mostraram que o fator da porcentagem de limite agrícola, ou seja, o entorno de agricultura intensiva, explica grande parte dos teores dos nutrientes, sendo a principal variável explicativa para alguns nutrientes, como o fósforo. Isso ajuda a corroborar os resultados dos padrões de fertilidade encontrados nesse estudo, respondendo a questão principal desse trabalho.

Esses resultados foram ainda mais evidentes para o 1º terço dos fragmentos, ambiente que apresentou os maiores teores de nutrientes. Esse ambiente por ser o mais próximo do entorno com atividade agrícola, torna-se o ambiente mais vulnerável aos efeitos de borda por contaminação de insumos químicos (CHABRERIE et al., 2013; MURCIA, 1995), nesse caso por ser diretamente afetado por correntes de vento e até mesmo pela pastagem de gado (DUNCAN et al., 2008).

### 7.1 Influência do Entorno na Fertilidade dos Solos

Com os resultados foi possível observar que os fragmentos seguiram uma tendência de maiores níveis de fertilidade nos fragmentos adjacentes a UI. Esses resultados foram evidentes para os valores de concentração de fósforo, potássio e cálcio, e também nos modelos preditivos, em que o fator do limite agrícola (limagri), foi o principal preditor para esses nutrientes. O magnésio também apresentou tendência de maiores valores nos

fragmentos UI, porém o limagri não foi o principal preditor, possuindo maior influência de outras variáveis.

Porém, como observado nos resultados, os fragmentos de tamanho grande não seguiram a mesma tendência, sendo que os nutrientes se apresentaram em maiores níveis nos fragmentos envoltos por UE (UEg) nos ambientes de 2º e 3º terço. Acredita-se que essa questão possa ser explicada pelo fato de que, esses fragmentos apesar de serem predominantemente envoltos por pastagens possuem proximidade a campos de agricultura afastadas do local de amostragem.

As amostragens nos fragmentos se deram na face do morro/fragmento florestal voltada para a área agrícola predominante. Um fragmento que era predominantemente envolto por pastagem, poderia ter uma pequena parcela de seus limites encontrando-se com outros tipos de uso do solo, como agricultura, nas outras faces não estudadas do fragmento/morro (Tabela 4). Dessa forma é possível que os ambientes internos de fragmentos predominantemente envoltos por UE sofram influência de deriva aérea proveniente de áreas de agricultura próximas, como foi sugerido por Uzêda et al. 2016, explicação razoável dado que a deriva aérea de partículas finas de solo é um fenômeno natural que ocorre de pequenas até grandes escalas (KOREN et al., 2006).

É importante destacar que apesar de que fragmentos pequenos e médios apresentaram maiores teores de nutrientes, os padrões encontrados para os fragmentos de tamanho pequeno apontaram algumas exceções em que alguns níveis de nutrientes foram maiores em UE. A classe UEp foi representada por um único fragmento que apesar de fazer limite direto com pastagem, possui uma proximidade muito grande de um campo de agricultura intensiva, o qual faz limite com um dos fragmentos UIp. Mais uma vez é evidenciado que áreas de agricultura próximas, não diretamente limitantes, possam influenciar as características do solo em fragmentos através da ação de transporte de partículas finas de solo pelas correntes de ar. Para esse trabalho não foram avaliados correntes de ar e direção dos ventos predominantes, o que seria de necessária avaliação futura para melhor entender esses processos de deriva em fragmentos que não fazem limite direto com agricultura.

Dentre os nutrientes avaliados para todos os fragmentos, o cálcio se destacou com as maiores diferenças de teores nos fragmentos com entorno intensivo, principalmente nas bordas, o que está relacionado às práticas anuais de calagem e revolvimento dos solos nos campos de agricultura do entorno. Esses resultados também foram encontrados por Chabrierie et al. (2013) e relacionando práticas de calagem a alterações no pH de bordas de fragmentos, e invasão por espécies calcífilas. Uzêda et al. (2016) também encontraram altas concentrações de cálcio nos fragmentos adjacentes a agricultura intensiva, também relacionados ao grande uso de calagem.

Os níveis de potássio apresentaram grande relação com o limite agrícola e teores externos desses nutrientes, apresentando tendência a serem maiores em fragmentos com UI, resultado também encontrado por Uzêda et al. (2016). Apesar de que o potássio no solo, apresenta grande mobilidade e riscos de lixiviação (WRIGHT et al., 2011), experimentos de adição desse nutriente, juntamente ao P e N, em florestas maduras, mostraram aumentos na taxas de crescimento de plântulas (WRIGHT et al., 2011) e aumento nas concentrações desses nutrientes na serapilheira (KASPARI et al., 2008). Dessa forma, o aumento de deposição desses nutrientes nos solos florestais, podem causar alterações nos ciclos de transferências de nutrientes, com constante eutrofização dos solos e possíveis alterações nas comunidades de plantas.

Os teores de fósforo apresentaram tendência de serem maiores nos fragmentos com UI, corroborando com os resultados encontrados por Duncan et al. (2008), Didham et al. (2015) e Uzêda et al. (2016). Seus teores foram fortemente associados ao limite agrícola e os teores externos de P. De acordo com os modelos preditivos, esses são os fatores que melhor



explicam os teores no interior dos fragmentos, corroborando a hipótese da influência da intensidade de uso no entorno. O aumento da concentração desse nutriente nos solos florestais, além de ser ligado a aumento na taxa de crescimento de algumas plantas (WRIGHT et al., 2011), causa aumento de atividade microbiana no solo (KASPARI et al., 2008), alterando a ciclagem de nutrientes, e alterando a disponibilidade de nitrogênio no solo (STEVENSON, 2004; VITOUSECK et al., 2010; MAO et al., 2017). Assim como o aumento de concentrações no nitrogênio poderiam reduzir a atividade microbiana e alterar a disponibilidade de fósforo (KASPARI et al., 2008). Dessa forma, o aumento de nutrientes nos solos de ecossistemas florestais causa impactos diretos no crescimento de plantas, porém podem influenciar o funcionamento desses ecossistemas de formas mais complexas.

Por fim, o padrão para o carbono apresentou tendência contrária aos demais elementos químicos. Esse padrão pode estar relacionado a diversos fatores devido à dinâmica complexa desse elemento no solo. A relação com os teores de carbono no entorno foi uma das variáveis explicativas dos modelos, sendo que os teores seguiram a tendência do entorno UE, sendo maiores nos fragmentos envoltos por esse tipo de uso. Porém, essa relação parece ser mais bem explicada pela estrutura física dos solos, pois a estabilização do carbono no solo é relacionada à conservação de agregados do solo, responsáveis pela estabilidade do carbono no solo (BENITES et al., 2010). Devido ao intenso revolvimento e compactação dos solos, a proporção de macroagregados nos solos de áreas de agricultura, é muito menor em relação a pastagens e florestas (ISLAM & WEIL, 2000; BENITES et al., 2010), isso explica também a alta relação entre os teores de carbono e a quantidade de argila presente no solo mostrada nos modelos.

## 7.2 Influência de Fatores Locais e Métricas de Paisagem na Fertilidade dos Solos

Os resultados dos modelos lineares generalizados mostram que o fator da porcentagem de limite agrícola, ou seja, o entorno de agricultura intensiva, explica grande parte dos teores dos nutrientes, principalmente para N, P, K<sup>+</sup> e Ca<sup>2+</sup>. Isso ajuda a corroborar a hipótese de que o entorno influencia os níveis de fertilidade do interior dos fragmentos. Porém, a fertilidade dos solos é determinada por diversos fatores como o tipo de solo (LAURANCE et al., 1999), a ciclagem de nutrientes (SELLE, 2007; MARTINS et al., 2015) e a declividade do terreno (LAURANCE et al., 1999; LAURANCE et al., 2010), além da própria deposição atmosférica de nutrientes (AVILA, 1998; KOREN et al., 2006; MARTINS et al., 2015).

Porém, mesmo com diferentes fatores participando da fertilidade dos solos de fragmentos florestais, além do limite agrícola, somente a área dos fragmentos, a razão perímetro-área e a declividade tiveram fortes influências, de acordo com os modelos. Assim, o teor de argila, fator que tem ligação com o tipo de solo, não apresentou uma relação tão forte quanto o limite agrícola, com os níveis de fertilidade, apresentando maior influência para o magnésio e carbono. O isolamento dos fragmentos apresentou maior influência nos teores de N, Mg<sup>2+</sup> e Ca<sup>2+</sup>, enquanto a abertura do dossel foi fortemente correlacionada aos teores de P, Mg<sup>2+</sup> e Ca<sup>2+</sup>. A orientação das parcelas influenciou apenas os níveis de carbono.

A declividade apresentou maior influência, apresentando efeitos positivos para K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Ca<sup>2+</sup> e negativos para C e N e sem efeitos evidentes em P. Ao contrário do encontrado em outros estudos (LAURANCE et al., 1999; LAURANCE et al., 2010), a maior declividade favoreceu maiores níveis de alguns nutrientes. O efeito negativo em C e N pode ser explicado pelo fato de que áreas mais declivosas há um menor acúmulo de serapilheira, influenciando nas concentrações desses elementos. Dessa forma, não se espera que a alta correlação da declividade e níveis de fertilidade tenha relação com o aporte e decomposição de serapilheira, sendo mais provável uma relação com a deposição aérea de nutrientes.

Além do relevo, foi possível perceber que o tamanho do fragmento foi um importante preditor dos níveis de todos os nutrientes, exceto para N, sendo que os fragmentos UI pequenos e médios apresentaram os maiores níveis de fertilidade, enquanto as florestas contínuas UI apresentaram os menores níveis. O tamanho do fragmento em si, não parece ter efeito direto na intensidade de deposição de nutrientes (DUNCAN et al., 2008), mas sim a relação que o tamanho pode ter com a estrutura da vegetação, a cobertura do dossel e a quantidade de borda, possível explicação também para a declividade. É possível que o dossel das árvores haja como barreira para as partículas em suspensão no ar.

Os fragmentos menores sofrem com mais intensidade os efeitos de borda (MURCIA, 1995; BENITEZ-MALVIDO, 1998; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009) como a deposição excessiva de nutrientes exógenos, o que nesse caso, pode ser explicado pelas menores coberturas de dossel e maiores proporções de borda (LAURANCE et al., 2011). A menor cobertura de dossel pode ocorrer devido a menor biomassa viva encontrada em fragmentos pequenos, principalmente nas bordas (LAURANCE et al., 1997) e por fragmentos menores possuírem tendência de uma menor densidade de árvores grandes e emergentes (NASCIMENTO & LAURANCE, 2004), além de maiores taxas de mortalidade (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; LAURANCE et al., 2011) e consequentemente abertura de clareiras. Além disso, fragmentos menores apresentam maiores proporções de borda (BENITEZ-MALVIDO, 1998), o que pode explicar a interação significativa das variáveis área e razão perímetro-área nos modelos, explicando as maiores concentrações de nutrientes nas bordas.

Os ambientes de borda foram mais impactados pelos efeitos de deriva de nutrientes, entretanto, os solos no interior dos fragmentos também recebem aporte de minerais provenientes da deriva aérea, porém em menor escala. É possível que, além da distância da matriz antrópica, o interior seja protegido pelo dossel das árvores, que recebe a deposição da maior parte do material em deriva (BREUNING-MADSEN et al., 2017). Como foi observado nos modelos, a maior abertura do dossel tem uma relação positiva nos teores de fertilidade.

A menor conectividade dos fragmentos foi apresentada no modelo como explicativa para maiores teores de fertilidade no interior dos fragmentos. É possível que fragmentos menos isolados na paisagem sejam menos vulneráveis a deriva de partículas finas pelo vento pela proteção física que um fragmento florestal pode proporcionar. A região desse estudo é caracterizada por possuir fragmentos localizados em morros esparsos numa matriz mais plana onde é praticada a agricultura e pecuária (FIDALGO et al., 2008). Dessa forma, os morros/fragmentos na paisagem podem funcionar como verdadeiras barreiras naturais, interceptando as partículas em deriva e tornando a deposição de nutrientes na escala da bacia, menor em fragmentos mais conectados, principalmente nas faces a sotavento, pois as faces a barlavento das correntes de ar sofrem a maior deposição de nutrientes (DUNCAN et al., 2008).

### **7.3 Implicações Ecológicas**

O presente estudo se insere numa questão atual na qual se discute e questiona o argumento da intensificação da produção agrícola do modelo land-sparing como forma de reduzir a pressão sobre remanescentes naturais (PHALAN et al., 2012). Ainda se discute esse argumento como razoável para a questão de conservação e gestão de paisagens fragmentadas (ROWARTH, 2008; LAMB et al., 2016), porém recentes pesquisas vêm demonstrando e levantando a necessidade da mudança desse paradigma para a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas (RICKETTS, 2001; PERFECTO & VANDERMEER, 2008; PERFECTO et al., 2009; PERFECTO & VANDERMEER 2010; DIDHAM et al., 2015). Essa necessidade surge a partir do momento em que os fragmentos de vegetação natural que

suportam e mantêm a maior parte da nossa biodiversidade, deixam de ser tratados como ecossistemas de ilhas (RICKETTS, 2001) e passam a ser entendidos como parte de uma paisagem de mosaicos interligados nas suas relações ecológicas (HAILA, 2002; FAHRIG, 2003; JACKSON & FAHRIG, 2015).

A partir do momento em que se observa a grande influência que o entorno implica ao interior de fragmentos (BOUTIN & JOBIN, 1998; DIDHAM & LAWTON, 1999; MESQUITA et al., 1999; BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS, 2003; LAURANCE et al., 2011), é necessário que se discuta os impactos que a intensificação da agricultura proposta pelo modelo land-sparing, oferece à conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (DIDHAM et al., 2015). No caso desse estudo a alteração da fertilidade dos solos em fragmentos florestais é um efeito de borda já relatado para outros estudos (DUNCAN et al., 2008; CHABRERIE et al., 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016) e que pode levar a impactos a longo prazo na biodiversidade florística, através de favorecimento de espécies dominantes e invasoras, causando mudanças na composição e estrutura (THIMONIER et al., 1992; 1994; BOUTIN & JOBIN, 1998; STEVENSON, 2004; CHABRERIE et al., 2013). A partir disso, é necessário que se investigue a real contribuição que deposição de nutrientes por deriva (KOREN et al., 2006; BREUNING-MADSEN et al., 2017) e os impactos a longo prazo nas relações ecológicas de uma paisagem.

Diante dos resultados aqui expostos, é evidente que a deposição de nutrientes exógenos acontece via deriva aérea em grandes escalas (AVILA et al., 1998; KOREN et al., 2006; MAO et al., 2017), o que torna recomendações de barreiras físicas nas bordas de fragmentos (BOUTIN & JOBIN, 1998; DIDHAM et al., 2015) contra os impactos de atividades intensivas, provisões pouco efetivas a longo prazo. Dessa forma, estudos futuros devem ser focados em gerar bases científicas e políticas para planejamento e gestão de paisagens multifuncionais, aliando produção e conservação de maneira eficiente. Isso inclui formas de produção agrícola menos intensivas, que visam a produção e conservação dos recursos naturais e planejamentos da própria configuração da paisagem visando a maximização da diversidade (FAHRIG et al., 2011; FAHRIG et al., 2015).

## 8 CONCLUSÃO

Os resultados encontrados evidenciam que práticas agrícolas convencionais com intenso uso de fertilizantes químicos e calagem causam aumento da fertilidade de solos de ecossistemas florestais próximos, pela deriva aérea de partículas de solo enriquecidas nutricionalmente. O enriquecimento nutricional foi mais acentuado nas bordas, por serem mais próximas das áreas de agricultura. Porém os resultados evidenciaram que a deposição de nutrientes pode chegar ao interior de fragmentos, inclusive daqueles envoltos predominantemente por pastagens. Além das bordas, a concentração de nutrientes foi maior nos fragmentos de menor tamanho, nas áreas de maior declividade e maior abertura de dossel, o que provavelmente tem relação com a maior densidade do dossel nos fragmentos. Além desses fatores fragmentos mais conectados podem agir como barreira, interceptando as partículas em suspensão no ar.

Porém para uma melhor avaliação da abrangência da deriva de nutrientes e da influência do fator de conectividade entre fragmentos, é importante que estudos futuros consigam incluir dados de direção de correntes de ar predominantes, afim de melhor enxergar a dinâmica dessa atividade na escala da paisagem. Pois diante dos resultados expostos, é evidente que a intensificação da agricultura gera impactos que abrangem a escala da paisagem, e não apenas na área produtiva em si, o que comprova também a necessidade de se discutir os malefícios do modelo de agricultura convencional e a necessidade de se investir em práticas agrícolas menos intensivas, a fim de aliar produção e conservação.

## 9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVAREZ-CLARE, S.; MACK, M. C. Do foliar, litter, and root nitrogen and phosphorus concentrations reflect nutrient limitation in a lowland tropical wet forest? **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2015.
- AVILA, A. The chemical composition of dust transported in red rains – Its contribution to the biogeochemical cycle of a Holm Oak forest in Catalonia (Spain). **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 2, p. 179-191. 1998.
- BENITES, V. M.; MOUTTA, R. O.; COUTINHO, H. L. C.; BALIEIRO, F. C. Análise discriminante de solos sob diferentes usos em área de mata Atlântica a partir de atributos da matéria orgânica. **Revista Arvore**, v. 34, n. 4, p. 685–690, 2010.
- BENITEZ MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 380–389, 1998.
- BENITEZ-MALVIDO, J.; MARTINEZ-RAMOS, M. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. **Biotropica**, v. 35, n. 4, p. 530–541, 2003.
- BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. de A.; SILVA, C. A. Fertilidade do solo e demanda por nutrientes no Brasil. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E. de; PERES, J. R. R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. p.61-77. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002.
- BOUTIN, C.; JOBIN, B. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. **Ecological Applications**, v. 8, n. 2, p. 544–557, 1998.
- BREUNING-MADSEN, H.; LYNGSIE, G.; AWADZI, T. W. Determination of dust deposition and associated nutrients in natural forest and plantation - A case study from the moist semi-deciduous forest zone in Ghana. **Geoderma**, v. 285, p. 240–246, 2017.
- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference**. 2<sup>a</sup> ed. New York: Springer, 488p., 2002.
- CARPENTER, S.R. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 102, n. 29, p. 10002-10005, 2005.
- CHABRERIE, O.; JAMONEAU, A.; GALLET-MORON, E.; DECOCQ, G. Maturation of forest edges is constrained by neighbouring agricultural land management. **Journal of Vegetation Science**, Berlin, v. 24, p. 58-69, 2013.
- CHAPIN, F.S. III, VITOUSEK, P. M., VAN CLEVE, K. The nature of nutrient limitation in plant communities. **The American Naturalist**, v. 127, n.1, p. 48–58, 1986.

DIDHAM, R.K.; BARKER G.M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E.L.; DENMEAD, L.H.; FISK, L.M., PETERS, J.M. R.; TYLIANAKIS, J. M.; WRIGHT, H. R.; SCHIPPER, L. A. Agricultural Intensification Exacerbates Spillover Effects on Soil Biogeochemistry in Adjacent Forest Remnants. **PLoS ONE**, v.10, n. 1, p.1-32, 2015.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17-30, 1999.

DUNCAN, D. H. et al. Blowing in the wind? Nutrient enrichment of remnant woodlands in an agricultural landscape. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 1, p. 107–119, 2008.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FAHRIG, L.; GIRARD, J.; DURO, D.; PASHER, J.; SMITH, A.; JAVORECK, S.; KING, D.; LINDSAY, K. F.; MITCHELL, S.; TISCHENDORF, L. Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 200, p. 219–234, 2015.

FIDALGO, E. C. C.; PEDREIRA, B. C. C. G.; ABREU, M. B.; MOURA, I. B.; GODOY, M. D. P. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu. **Documentos 105**. 2008.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 321–334, 2002.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 79, n. 1, p. 9–16, 2000.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 4, p. 50–58, 2000.

JOHN, R.; DALLING, J. W.; HARMS, K. E.; YAVITT, J. B.; STALLARD, R. F.; MIRABELLO, M.; HUBELL, S. P.; VALENCIA, R.; NAVARRETE, H.; VALLEJO, M.; FOSTER, R. B. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Pnas**, v. 104, n. 3, p. 864–9, 2007.

KASPARI, M.; MILTON, N.; HARMS, K. E.; WRIGHT, S. J. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. **Ecology Letters**, v. 11, p. 35–43, 2008.

KOREN, I. KAUFMAN, Y. J.; WASHINGTON, R.; TODD, M. C.; RUDISH, Y.; MARTINS, J. V.; ROSENFELD, D. The Bodélé depression: a single spot in the Sahara that provides most of the mineral dust to the Amazon forest. **Environmental Research Letters**, v. 1, n. 1, p. 14005, 2006.

LAMB, A.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E.; PHALAN, B. To what extent could edge effects and habitat fragmentation diminish the potential benefits of land sparing? **Biological Conservation**, v. 195, p. 264–271, 2016.

LAURANCE, W. F. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. C.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; HOUTAN, K. S. V.; ZARTMAN, C. E.; BPYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011.

LAURANCE, W. F.; FEARNside, P. M.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T. E.; MERONA DE RANKIN, M. J.; CHAMBERS, J. Q.; GASCON, C. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape scale study. **Forest Ecology and Management**, v. 118, n. 1–3, p. 127–138, 1999.

LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A.; FEARNside, P. M., HARMS, K. E., VICENTINI, A.; LUIZÃO, R. C. C. Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: A landscape-scale study. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 1, p. 96–106, 2010.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009.

MAO, Q.; LU, X.; ZHOU, K.; CHEN, H.; ZHU, X.; MORI, T.; MO, J. Effects of long-term nitrogen and phosphorus additions on soil acidification in an N-rich tropical forest. **Geoderma**, v. 285, p. 57–63, 2017.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 129–134, 1999.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.10, p.58-62, 1995.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, v.14, n. 4, p. 127-138, 2004.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 173–200, 2008.

PERFECTO, I., VANDERMEER, J.H.; WRIGHT, A. **Nature's Matrix: Linking agriculture, conservation, and food sovereignty**. London: Cromwell Press Group. 1ª ed. 257 p. 2009.

- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 13, p. 5786–5791, 2010.
- PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, p. 1289, 2011.
- REGANOLD, J. P.; WACHTER, J. M. Organic agriculture in the twenty-first century. **Nature Plants**, v. 2, n. 15.221, p. 1–8, 2016.
- RICKETTS, T. H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.
- ROWARTH, J. S. Agricultural intensification protects global biodiversity. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 51, n. 4, p. 451-455. 2008.
- SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Biosci. J.**, v. 23, n. 4, p. 29-39, 2007.
- STEVENSON, B. A. Changes in phosphorus availability and nutrient status of indigenous forest fragments in Pastoral New Zealand Hill country. **Plant and Soil**, v. 262, n. 1–2, p. 317–325, 2004.
- TEAM, R. Core. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016.
- THIMONIER, A.; DUPOUEY, F. B.; BECKER, M. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. **New Phytologist**, v. 126, n. 3, p. 533–539, 1994.
- THIMONIER, A.; DUPOUEY, J. L.; TIMBAL, J. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. **Forest Ecology and Management**, v. 55, n. 1–4, p. 149–167, 1992.
- TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHILESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SEACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. **Science (New York, N.Y.)**, v. 292, n. 5515, p. 281–284, 2001.
- TILMAN, D.; ISBELL, F. Biodiversity: Recovery as nitrogen declines. **Nature**, v. 528, n. 7582, p. 336-337, 2015.
- TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53–59, 2012.



UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; MOREIRA, R. V. S.; FONTANA, A.; DONAGEMMA, G. K. Eutrofização de solos e comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1120-1130. 2016.

WRIGHT, S.J.; YAVITT, J.B.; WURZBURGER, N.; TURNER, B.I.; TANNER, E.V.J.; SAYER, E.J.; SANTIAGO, L.S.; KASPARI, M.; HEDIN, L.O.; HARMS, K.E.; GARCIA, M.N.; CORRE, M.D. Potassium, Phosphorus, or Nitrogen Limit Root Allocation, Tree Growth, or Litter Production in A Lowland Tropical Forest. **Ecology**, v. 92, n. 8, p. 1616–1625, 2011.

VAN RAIJ, B. Avaliação da fertilidade do solo. 2ª ed. Piracicaba, SP.: Editora Franciscana. 1981.

VITOUSEK, P. M. et al. Terrestrial phosphorus limitation : mechanisms , implications , and nitrogen – phosphorus interactions. **Ecological Applications**, v. 20, n. 1, p. 5–15, 2010.

## **CAPÍTULO II**

### **IMPACTOS DA INTENSIFICAÇÃO DA AGRICULTURA SOBRE A COMUNIDADE ARBÓREA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS**

## RESUMO

Fragmentos florestais imersos numa matriz agrícola estão sujeitos aos malefícios dos efeitos de borda como eutrofização de solos por contaminação de fertilizantes agrícolas. As alterações nos níveis de fertilidade dos solos podem causar impactos negativos à composição de espécies de plantas. Dessa forma, o presente estudo tem por objetivo identificar se o aumento da fertilidade dos solos de fragmentos florestais por práticas de agricultura intensiva em áreas próximas causa impactos na composição florística desses ecossistemas. O estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu no estado do Rio de Janeiro em 14 fragmentos florestais dispersos pela bacia, sendo 7 envoltos por pecuária (UE) e 7 por agricultura (UI). Os fragmentos foram classificados em classes de tamanho (pequenos: entre 8 e 16 ha; médios: entre 19 e 30 ha, grandes : entre 90 e 260 ha; contínuos: parte do Parque Estadual dos Três Picos) e intensidade do uso no entorno (UI e UE). Os fragmentos foram estratificados em três ambientes nos quais foram alocadas três parcelas de 50 x 5 m (250 m<sup>2</sup>). Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, submetidas a análises granulométrica e química para estimar os níveis de fertilidade. Foram coletados dados de declividade e abertura do dossel dos fragmentos e calculados as métricas de paisagem de tamanho, razão perímetro-área, isolamento e quantidade de limite agrícola. Foi realizado o inventário florestal, mensurando e identificando todos os indivíduos arbóreos com CAP>15 cm e os indivíduos classificados em pioneiros e não pioneiros. Foram calculados os parâmetros fitossociológicos e o Valor de Importância para cada espécie. O VI foi utilizado para a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com o índice de similaridade de Bray-Curtis para verificar tendências de agrupamento entre fragmentos com UI e UE. Foram construídos e testados modelos lineares generalizados (GLMs) para responder quais variáveis respondem o padrão da composição das espécies arbóreas nos fragmentos. Os resultados dos modelos preditivos mostram uma clara influência do entorno de agricultura intensiva sobre a composição das espécies arbóreas nos fragmentos florestais. A tendência de agrupamento dos fragmentos com entorno UI e dos fragmentos com entorno UE, comprova a diferença nos impactos causados pelos dois tipos sobre a composição florística dos fragmentos. O limite com agricultura possui influência direta sobre a abundância das espécies, beneficiando as espécies heliófilas em detrimento das espécies esciófilas. A abundância e riqueza das espécies pioneiras são claramente beneficiadas pelo aumento dos níveis de cálcio, enquanto as espécies tardias são fortemente impactadas pelo aumento nos níveis de fósforos resultados indicam uma tendência de dominância de espécies de sucessão mais iniciais em solos enriquecidos nutricionalmente. A abundância de espécies esciófilas mostrou-se dependente do tamanho do fragmento, sendo esse o único fator benéfico para a abundância dessas espécies. O estudo evidencia que a intensa adoção de insumos em áreas cultivadas provocam impactos concretos na diversidade da comunidade arbórea de fragmentos florestais, sendo mais importante que o próprio tamanho dos fragmentos.

**Palavras-chave:** diversidade florística; estágio sucessional; fertilidade do solo.

## ABSTRACT

Forest fragments immersed in an agricultural matrix are subject to edge effects such as eutrophication of soils due to contamination of agricultural fertilizers. Changes in soil fertility levels may cause negative impacts on plant species composition. Thus, the present study aims to identify if increasing in forest fragments soil fertility by intensive farming practices in nearby areas causes impacts on floristic composition of these ecosystems. The study was carried out in the Guapi-Macacu River Basin in the state of Rio de Janeiro in 14 forest fragments scattered throughout the basin, 7 of which were covered by livestock (EU) and 7 by agriculture (IU). The fragments were classified into size classes (small: between 8 and 16 ha; medium: between 19 and 30 ha; large: between 90 and 260 ha; continuous: part of the Three Peaks State Park) and intensity of use in the environment (IU and EU). The fragments were stratified in three environments in which three plots of 50 x 5 m (250 m<sup>2</sup>) were allocated. Soil samples were collected at depths of 0-5 and 5-10 cm, submitted to granulometric and chemical analysis to estimate fertility levels. We collected slope and canopy cover data from fragments and were calculated landscape metrics of size, perimeter-area ratio, isolation and amount of agricultural boundary. It was carried out a forest inventory, measuring and identifying all tree individuals with CAP > 15 cm and individuals were classified as pioneers and non-pioneers. The phytosociological parameters and the Value of Importance for each species were calculated. The VI was used for non-metric multidimensional scaling (NMDS) with the Bray-Curtis similarity index to verify clustering trends between UI and EU fragments. Generalized linear models (GLMs) were constructed and tested to answer which variables respond to tree species composition pattern in fragments. The predictive models results show a clear influence of the intensive farming environment on the composition of tree species in forest fragments. The grouping of fragments with UI environment and fragments with EU environment, confirms the difference in the impacts caused by both types of land use on the floristic composition of fragments. Agriculture limit has a direct influence on the abundance of the species, benefiting the species pioneers in detriment of species non-pioneers. Pioneer species abundance and richness are clearly benefited by the increase in calcium levels, while the late species are strongly impacted by increasing phosphorus levels, results indicate a trend of dominance of more initial successional species in nutrient-enriched soils. Esciphilous species abundance was dependent of fragment size, which is the only beneficial factor for abundance of these species. The study evidences that the intense adoption of inputs in cultivated areas provoke concrete impacts on tree community diversity of forest fragments, being more important than fragment size itself.

**Keywords:** floristic diversity; successional stage; soil fertility.

## 10 INTRODUÇÃO

A perda de habitat promovida pela transformação antrópica do uso do solo é atualmente a causa de maiores impactos à biodiversidade (JACKSON & FAHRIG, 2013). Além da perda de habitat através da redução da cobertura vegetal natural, a criação de pequenos fragmentos isolados em uma paisagem alterada, traz severas consequências às interações ecológicas necessárias a manutenção da biodiversidade e de funções ecossistêmicas (LAURANCE et al., 2011). Com a demanda mundial por aumento da produção de alimentos, a agricultura está em crescente expansão (TILMAN et al., 2011; TSCHARNTKE et al., 2012), principalmente nos países tropicais (GREEN et al., 2005), e é uma das principais atividades causadoras do desmatamento de florestas em todo o mundo (FAO, 2016), ocupando quase 40% do uso do solo em todo o planeta (FOLEY et al., 2011). Por essa razão, paisagens agrícolas são vistas hoje como áreas de extrema importância para o estudo e desenvolvimento de estratégias que integrem a conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos e a produção de alimentos (TSCHARNTKE et al., 2012). Assim, a discussão entorno da conservação de fragmentos florestais em paisagens com predominância da atividade agrícola, levantam a necessidade de desenvolver modelos de produção que levem em consideração não apenas a maior eficiência de produção (PHALAN et al., 2011; TSCHARNTKE et al., 2012), mas também os impactos que os diferentes sistemas produtivos implicam à biodiversidade de uma paisagem (PERFECTO & VANDERMEER, 2008; TITTONELL, 2014; FAHRIG et al., 2015).

Porém as principais estratégias para intensificação da agricultura se baseiam em pacotes tecnológicos que incluem práticas convencionais de uso frequente de insumos agrícolas para fertilização e correção do pH dos solos (TILMAN et al., 2011; TSCHARNTKE et al., 2012). Alguns estudos demonstram que a intensificação dessas práticas em campos de agricultura geram impactos sobre fragmentos florestais próximos, através da contaminação dos solos por fertilizantes, causando aumento do teor de nutrientes nestas áreas (DUNCAN et al., 2008; CHABRERIE et al., 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016). Essas alterações nos níveis de fertilidade dos solos de fragmentos podem ter impactos significativos sobre a composição florística, devido a grande relação de riqueza de plantas e características químicas do solo (LAURANCE et al., 1999; JOHN et al., 2007; LAURANCE et al., 2010).

Alguns nutrientes são limitantes para o crescimento de plantas em ambientes florestais (WRIGHT et al., 2011; SANTIAGO et al., 2012; MAYOR et al., 2014; ALVAREZ-CLARE & MACK, 2015), e o aumento contínuo dos níveis de fertilidade em solos florestais podem causar alterações nas relações químicas do solo entre N e P (MAYOR et al., VITOUSECK et al., 2010) e possíveis perdas de espécies (SARDANS & PEÑUELAS, 2012). Alguns estudos sugerem que algumas espécies são mais eficientes no uso dos excedentes de nutrientes, com aumento nas taxas de crescimento (CHAPIN et al., 1986; MAYOR et al., 2014; ALVAREZ-CLARE & MACK, 2015) e através disso, algumas espécies de sub-bosque podem apresentar dominância em solos florestais enriquecidos com nutrientes como cálcio e nitrogênio como demonstrado em alguns estudos em climas temperados (THIMONIER et al., 1992, 1994; CHABRERIE et al., 2013) ocasionando substituição de espécies em longo prazo (THIMONIER et al., 1992, 1994). Com isso, adições contínuas de nutrientes em solos de ecossistemas florestais, por um longo período de tempo podem alterar a diversidade funcional e a composição de espécies de uma comunidade (WRIGHT et al., 2011).

Dessa forma, o presente estudo teve por objetivo identificar quais os impactos na composição da comunidade arbórea de fragmentos florestais próximos a áreas de agricultura com práticas convencionais intensivas de uso de fertilizantes e adubos. Para isso o trabalho levantou a hipótese de que a maior fertilidade de fragmentos florestais adjacentes à agricultura

intensiva modificam a abundância e riqueza de espécies arbóreas. Porém para identificar o alcance dos impactos de uma alteração nos níveis de fertilidade no interior de fragmentos florestais implica à composição florística desses locais, também serão avaliados os impactos dos fatores relacionados à fragmentação florestal como tamanho, isolamento e forma dos fragmentos. Além disso, serão avaliados também fatores locais como a declividade do terreno e a abertura do dossel. Dessa forma foi possível identificar qual a influência que mudanças na fertilidade do solo podem ocasionar a fragmentos florestais expostos a áreas de agricultura intensiva. Assim o estudo se guiou em responder as seguintes questões:

- i) Fragmentos florestais com entorno de agricultura intensiva apresentam diferenças na composição florística de espécies?
- ii) A fertilidade do solo influencia a composição de espécies arbóreas?
- iii) Quais variáveis influenciam a abundância e a riqueza de espécies nos fragmentos florestais com diferentes tipos de uso no entorno?

## 11 METODOLOGIA

### 11.1 Levantamento Florístico e Fitossociologia

Foi realizado o levantamento florístico em março de 2016, como auxílio de um especialista em botânica. Em todas as parcelas foram mensurados e identificados todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) maiores ou iguais a 15 cm. Quando possível, a identificação foi realizada em campo, e quando necessário, foram realizadas coletas de material botânico para posterior identificação. As determinações taxonômicas foram realizadas através de consulta aos Herbários do Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e do Departamento de Botânica (RBR) da UFRRJ (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro), de bibliografia especializada, ou por meio de consulta a especialistas. Parte do levantamento florístico já havia sido realizado em estudo pretérito (UZÊDA et al. 2016) através da mesma metodologia utilizada nesse trabalho. Esses dados foram reunidos para a execução deste trabalho.

As espécies foram classificadas em dois grupos ecológicos de acordo com Swaine e Whitmore (1988) que definem dois grupos: espécies pioneiras ou heliófilas, que necessitam de luz direta para germinação das sementes, ou aquelas geralmente classificadas como pioneiras e secundárias iniciais; e o grupo de espécies não pioneiras/tardias ou esciófilas que podem germinar e se desenvolver sob a sombra, sendo encontradas sob o dossel e também em ambientes abertos (MACIEL et al., 2003). Para essas classificações foram utilizados estudos para o estado do Rio de Janeiro a fim de evitar variações nas classificações (PEIXOTO et al., 2004; CARVALHO et al., 2006; SOBRINHO et al., 2008; NEVES & PEIXOTO, 2008; DAN et al., 2010; FINOTTI et al., 2012). As espécies não classificadas (NC), não foram enquadradas em nenhuma das categorias por carência de informações.

Os cálculos dos parâmetros fitossociológicos da comunidade foram realizados de acordo com Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) calculando-se os parâmetros absolutos e relativos de densidade, dominância e frequência das espécies, a fim de se obter o Valor de Importância (VI) de cada espécie, que consiste no somatório dos valores relativos anteriormente citados.

### 11.2 Análise de Dados

Para se identificar a similaridade da estrutura e composição da comunidade arbórea entre os fragmentos, foi utilizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com o índice de similaridade de Bray-Curtis (Dufrene & Legendre, 1997) para verificar tendências de agrupamento. Para isso foi utilizada uma matriz com o Valor de Importância (VI) das espécies de cada fragmento. A construção do NMDS foi realizada no programa estatístico R utilizando os pacotes “vegan”, versão 2.3.0, e o “labdsv”, versão 1.7.0 (R Core Team, 2016).

Para se observar quais variáveis explicam o padrão da composição das espécies arbóreas nos fragmentos, foram construídos e testados modelos lineares generalizados (GLMs). Para a construção desses modelos preditivos, foram consideradas como variáveis dependentes a riqueza e a abundância dos grupos ecológicos (pioneiras e tardias) e como variáveis independentes os níveis de nutrientes no solo (carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio), porcentagem de argila no solo, porcentagem de limite com agricultura (limagri), distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN), tamanho do fragmento em hectares (area), razão perímetro-área (PARA), abertura de dossel (abos) e declividade (decli) (Tabela 11). Para isso foram utilizados os dados de riqueza e abundância de cada espécie e

dados médios das variáveis independentes em cada estrato de cada fragmento. No total foram testados 21 modelos possíveis para a abundância de heliófilas e 30 modelos para a abundância das esciófilas. Para a riqueza de espécies heliófilas foram testados 34 modelos e para a riqueza de espécies esciófilas foram testados 28 modelos.

**Tabela 11:** Variáveis independentes utilizadas na construção dos modelos lineares generalizados (GLMs) como determinantes da riqueza e abundância das espécies pioneiras e tardias (variáveis dependentes).

<b>Variável dependente</b>	<b>Variável independente</b>	
Riqueza Heliófilas	limagri	Limite agrícola
Riqueza Esciófilas	Area	Tamanho do fragmento (ha)
Abundância Heliófilas	PARA	Razão perímetro-área
Abundância Esciófilas	ENN	Isolamento do fragmento
	Abos	Abertura do dossel
	Decli	Declividade
	Ori	Orientação
	Ext	Teor externo do nutriente
	Arg%	% de argila no solo
	ExtArg%	% de argila no solo do entorno

Considerando a distribuição Gaussiana dos dados, os modelos foram testados e selecionados através dos valores da segunda ordem de critérios Akaike (AICc) (Burnham & Anderson, 2002). Foram selecionados os modelos com valores de  $\Delta AICc$  menores que dois ( $\Delta AICc < 2$ ) e de maior peso (AICcWi). A avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos selecionados foi realizada por meio de um teste de Qui-quadrado ( $\chi^2$ ). As análises dos modelos foram realizadas no software estatístico R (R Core Team, 2016), utilizando os pacotes “bbmle”, versão 1.0.16, e “MuMIn”, versão 1.15.1



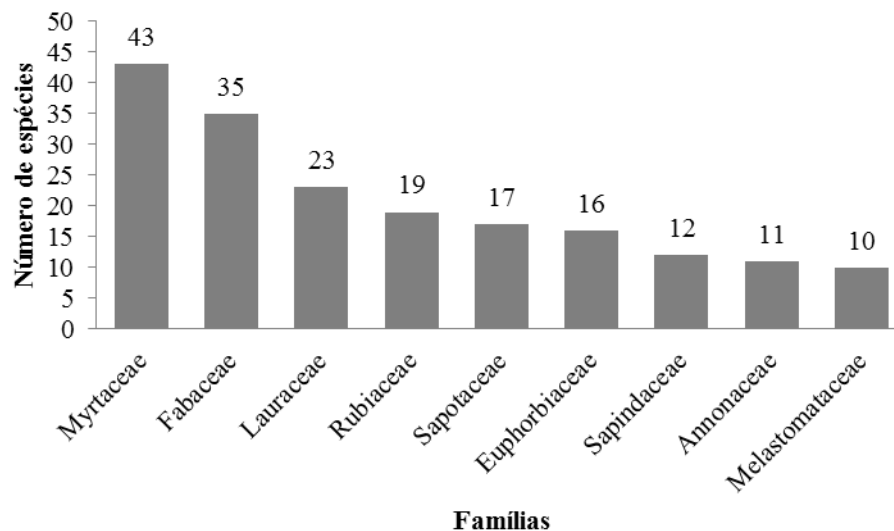
## 12 RESULTADOS

### 12.1 Florística e Fitossociologia

Foram amostrados um total de 4922 indivíduos dentre árvores e palmeiras, e identificadas 345 morfo-espécies distribuídas em 58 famílias botânicas para os 14 fragmentos florestais (3,15 ha) estudados na Bacia-Hidrográfica de Guapi-Macacu (Anexo C). Das morfo-espécies, 242 (67,98% do total) foram identificadas no nível específico, 59 (16,57%) no nível gênero, 34 (9,55%) no nível família e 21 (5,9%) permanecem indeterminadas. A riqueza variou de 50 espécies (UIp1) até 109 espécies (UEg1).

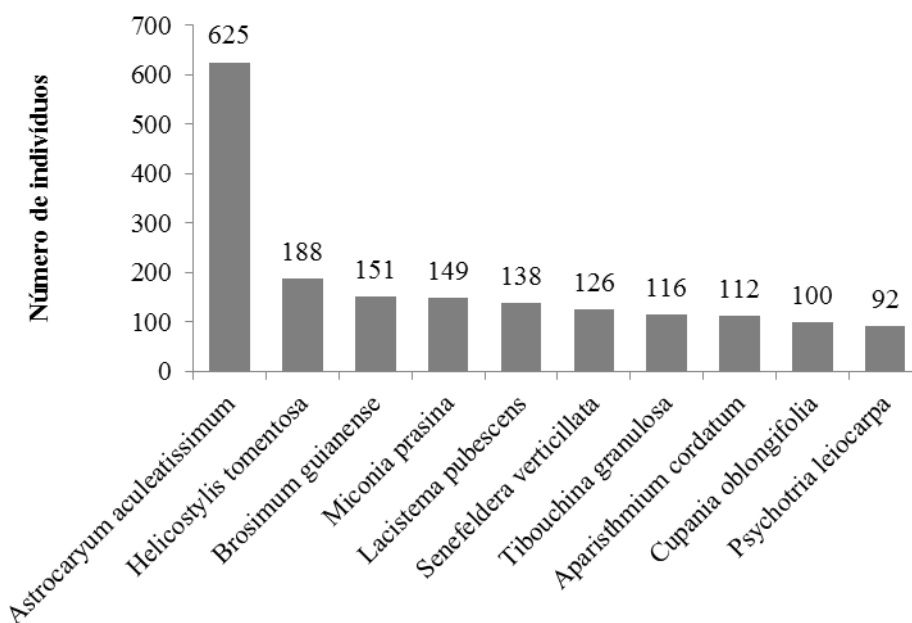
Cerca de 118 espécies (49% do total de espécies identificadas a nível específico) apresentaram densidade igual ou inferior a 1 ind/ha, caracterizando essas espécies como raras com base no conceito de Martins et al. (1991). Dentre as espécies encontradas em todos os fragmentos, *Eugenia villaenovae* Kiaersk., *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer, *Pradosia kuhlmannii* Toledo, *Trigynaea oblongifolia* Schltld. E *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb., estão classificadas como espécies em perigo de extinção na natureza (Martinelli & Moraes, 2013).

As famílias mais ricas em espécies foram Myrtaceae (43), Fabaceae (35), Lauraceae (23), Rubiaceae (19), Sapotaceae (17), Euphorbiaceae (16), Sapindaceae (12), Annonaceae (11) e Melastomataceae (10). Juntas essas famílias agruparam 60% das espécies encontradas nos fragmentos florestais amostrados (Figura 10).



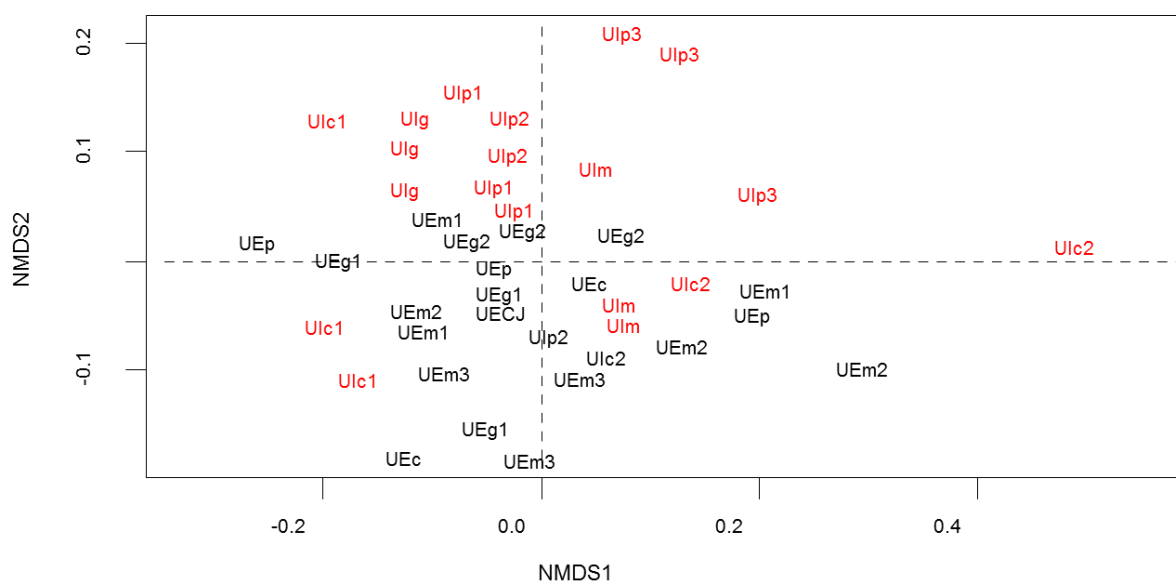
**Figura 10:** Famílias mais ricas nos remanescentes florestais amostrados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ. Os números sobre as barras correspondem aos valores absolutos de cada família e do somatório de todas as 52 famílias restantes.

As espécies mais abundantes nas áreas de amostragem foram apresentadas na Figura 11. Dentre elas se destacou a palmeira *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret que representou cerca de 12% do número de indivíduos amostrados nos 14 fragmentos florestais.



**Figura 11:** Espécies mais abundantes nos remanescentes florestais amostrados na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ. Os números sobre as barras correspondem aos valores absolutos de cada espécie.

O escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição da comunidade de espécies arbóreas dos fragmentos (Figuras 12), refletiu a tendência dos sítios pertencentes a fragmentos adjacentes às áreas de UE encontrarem-se concentrados, predominantemente, nos quadrantes inferiores do gráfico. Enquanto nos quadrantes superiores estão concentrados os fragmentos UI, mostrando que fragmentos UE são mais similares entre si.



**Figura 42:** Escalonamento multidimensional não métrico da composição da comunidade de espécies arbóreas nos fragmentos de tamanhos pequeno (p), médio (m), grande (g) e contínuo (c), adjacentes a entornos agrícolas de uso intensivo (UI) e extensivo (UE). Fragmentos com entorno UI em vermelho e fragmentos com entorno UE em preto.  $Stress = 0,11$ ;  $R^2 = 0,966$ .

Através dos GLMs, foram identificados quais variáveis foram preditivas para a abundância e riqueza de heliófilas e esciófilas. Para a abundância das espécies heliófilas os maiores teores de cálcio, a maior declividade e maior limite com agricultura apresentou influência positiva para o número dos indivíduos, enquanto os maiores teores de magnésio e o aumento do tamanho dos fragmentos possuem influência negativa sobre o número desses indivíduos. Enquanto para as espécies esciófilas apenas o aumento do tamanho dos fragmentos apresentou relação positiva com a abundância dessas espécies tardias. Em contraste os fatores que são positivos para as pioneiras e o aumento dos teores de fósforo foram negativos para o número de indivíduos esciófilos.

Para a abundância das heliófilas foram selecionados 3 modelos explicativos (Tabela 12), nos quais foram incluídas as variáveis de limite agrícola, tamanho do fragmento, declividade e teores de cálcio e magnésio. O modelo preditivo de maior peso (AICcWi= 0,3167), apontou como explicativos de forma positiva o limite agrícola ( $p < 0,001$ ), a declividade ( $p = 0,0052936$ ) e de forma negativa o tamanho do fragmento ( $p = 0,0511857$ ). Já o segundo modelo (AICcWi= 0,1686) apresentou como explicativas as mesmas variáveis do primeiro modelo, acrescentando-se o teor de magnésio ( $p = 0,22489$ ), interagindo de forma negativa na composição das heliófilas. O terceiro acrescentou como explicativo os teores de cálcio ( $p = 0,110645$ ) de forma positiva e os teores de magnésio de forma negativa ( $p = 0,046768$ ).

**Tabela 12:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a abundância de espécies heliófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Heliófilas = $\beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ decli}$		$\Delta AICc = 0$	AICcWi= 0,3167
Intercepto	Intercepto	145,900	
Limite agrícola	limagri	576,40	0,0001708 ***
Tamanho do fragmento	area	-0,41	0,0511857 .
Declividade	decli	1,478	0,0052936 **
Heliófilas = $\beta_0 + \beta_1 \text{ Mg} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ area} + \beta_4 \text{ decli}$		$\Delta AICc = 1,3$	AICcWi= 0,1686
Intercepto	Intercepto	15,4200	
Teor de magnésio	Mg	-60910	0,22489
Limite agrícola	limagri	605,70	8,551e-05 ***
Tamanho do fragmento	area	-0,49	0,025151 *
Declividade	decli	1721	0,002357 **
Heliófilas = $\beta_0 + \beta_1 \text{ Ca} + \beta_2 \text{ Mg} + \beta_3 \text{ limagri} + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ decli}$		$\Delta AICc = 1,1$	AICcWi= 0,2113
Intercepto	Intercepto	165.000	
Teor de cálcio	Ca	56.410	0,110645
Teor de magnésio	Mg	-138100	0,046768 *
Limite agrícola	limagri	597,90	6,792e-05 ***
Tamanho do fragmento	area	-0,56	0,010340 *
Declividade	decli	1.623	0,003206 **

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

Foram selecionados 4 modelos explicativos para a abundância das espécies esciófilas (Tabela 13). Nestes modelos, foram incluídas as variáveis: limite agrícola, teores de fosforo,

cálcio, tamanho do fragmento e declividade. O grupo das esciófilas também foi influenciado pelo limite agrícola e teores de fósforo e cálcio, com esse fator aparecendo como explicativo em dois dos modelos selecionados, porém os fatores de maior influência apresentados nos modelos foram o tamanho e declividade dos fragmentos florestais. O modelo com maior peso (AICcWi= 0,2146) apresentou como explicativas as variáveis teor de fósforo ( $p = 0,12067$ ) com interação negativa, tamanho do fragmento ( $p = 0,04164$ ) com interação positiva e com interação negativa a declividade ( $p = 0,05859$ ).

O segundo modelo preditivo mostrou como influentes na composição das esciófilas, o limite agrícola ( $p = 0,17479$ ) de forma negativa, também com interação negativa a declividade ( $p = 0,02994$ ) e o tamanho do fragmento de forma positiva ( $p = 0,02455$ ). O terceiro modelo (AICcWi= 0,0857) apresentou como explicativos com interação negativa, os teores de cálcio ( $p = 0,44894$ ) e a declividade ( $p = 0,07184$ ), e de forma positiva o tamanho do fragmento ( $p = 0,02050$ ). E por último, o quarto modelo (AICcWi= 0,0792) apontou como explicativos de forma negativa os fatores de teor de fósforo ( $p = 0,25275$ ), limite agrícola ( $p = 0,38941$ ) e declividade ( $p = 0,05170$ ), e de forma positiva o tamanho do fragmento ( $p = 0,04283$ ).

**Tabela 13:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a abundância de espécies esciófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1 P + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{decli}$		$\Delta AICc = 0$	AICcWi= 0,2146
Intercepto	Intercepto	7,97E+08	
Teor de fósforo	P	-4,46E+07	0,12067
Tamanho do fragmento	area	3,39E-04	0,04164 *
Declividade	decli	-0,78	0,05859 .
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{decli}$		$\Delta AICc = 0,6$	AICcWi= 0,1616
Intercepto	Intercepto	6,30E+08	
Limite agrícola	limagri	-0,15	0,17479
Tamanho do fragmento	area	0,00	0,02455 *
Declividade	decli	-0,89	0,02994 *
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1 \text{Ca} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{decli}$		$\Delta AICc = 1,8$	AICcWi= 0,0857
Intercepto	Intercepto	6,08E+04	
Teor de cálcio	Ca	-1,56E+04	0,44894
Tamanho do fragmento	area	0,3878	0,02050 *
Declividade	decli	-788,1	0,07184 .
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1 P + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{area} + \beta_4 \text{decli}$		$\Delta AICc = 2,0$	AICcWi= 0,0792
Intercepto	Intercepto	7,71E+08	
Teor de fósforo	P	-3,48E+07	0,25275
Limite agrícola	limagri	-1,01E-01	0,38941
Tamanho do fragmento	area	3,34E-04	0,04283 *
Declividade	decli	-7,94E-01	0,05170 .

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

Já para o a riqueza das espécies heliófilas os modelos apontaram como explicativas de forma positiva, as variáveis teor de cálcio, de argila e o isolamento e negativa a maior

abertura do dossel (Tabela 14). Para a riqueza das espécies esciófilas apenas o teor de magnésio mostrou-se positivo, enquanto são negativos os fatores de maior isolamento, o aumento dos teores de fósforo e cálcio e a maior declividade (Tabela 15).

Para as espécies heliófilas foram selecionados quatro modelos preditivos (Tabela 14). O modelo de maior peso (AICcWi= 0,3066), indicou como positivo para a riqueza os teores de cálcio e argila do solo e negativo a abertura do dossel. O segundo e o terceiro modelo apresentaram peso igual (AICcWi= 0,1768) e indicaram como positivos os teores de cálcio e de argila e o isolamento. Com interação negativa foi apresentada a abertura do dossel.

**Tabela 14:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a riqueza de espécies heliófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Heliófilas = $\beta_0 + \beta_1 Ca + \beta_2 Abos + \beta_3 Arg$		$\Delta AICc = 0$	AICcWi= 0,3066
Intercepto	Intercepto	15,52	
Teor de cálcio	Ca	9,04	0,0011481 **
Abertura do dossel	Abos	-0,2094	0,0002689 ***
Teor de argila	Arg	0,2049	0,0005280 ***
Heliófilas = $\beta_0 + \beta_1 Ca + \beta_2 Arg + \beta_3 ENN + \beta_4 Abos$		$\Delta AICc = 1,1$	AICcWi= 0,1768
Intercepto	Intercepto	14,95	
Teor de cálcio	Ca	8,59	0,0016990 **
Teor de argila	Arg	0,20323	0,0004671 ***
Isolamento	ENN	0,01462	0,2013926
Abertura do dossel	Abos	-0,24649	0,0001455 ***
Heliófilas = $\beta_0 + \beta_1 Ca + \beta_2 ENN + \beta_3 Abos + \beta_4 Arg$		$\Delta AICc = 1,1$	AICcWi= 0,1768
Intercepto	Intercepto	14,95	
Teor de cálcio	Ca	8,59	0,0016990 **
Isolamento	ENN	0,01462	0,2013926
Abertura do dossel	Abos	-0,24649	0,0001455 ***
Teor de argila	Arg	0,20323	0,0004671 ***

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

Para a riqueza das espécies tardias/esciófilas foram selecionados cinco modelos preditivos (Tabela 15). O modelo de maior peso (AICcWi= 0,1614) apresentou como explicativa apenas a variável de isolamento dos fragmentos de forma negativa. O segundo modelo com valor de AICc semelhante ( $\Delta AICc = 0,1$ ; AICcWi= 0,1522) apresentou além da interação negativa do isolamento, a interação negativa com o aumento dos teores de fósforo e interação positiva com os teores de magnésio. Os modelos complementares também apresentaram como explicativos de forma negativa a declividade e o teor de cálcio.

**Tabela 15:** Resultados dos modelos GLM selecionados ( $\Delta AICc > 2$ ) para explicar a riqueza de espécies esciófilas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu. Abaixo dos modelos estão especificadas as variáveis independentes, o termo utilizado no modelo, seus respectivos coeficientes e sua significância pelo teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ).

Parâmetros	Termo	Coefficiente	$\chi^2$
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1$ ENN		$\Delta AICc = 0$	AICcWi = 0,1614
Intercepto	Intercepto	13,81	
Isolamento	ENN	-0,04222	0,01327 *
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1$ P + $\beta_2$ Mg + $\beta_3$ ENN		$\Delta AICc = 0,1$	AICcWi = 0,1522
Intercepto	Intercepto	15,42	
Teor de fósforo	P	-60910	0,063508 .
Teor de magnésio	Mg	605,70	0,083546 .
Isolamento	ENN	-0,49	0,004779 **
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1$ Mg + $\beta_2$ ENN + $\beta_3$ decli		$\Delta AICc = 0,2$	AICcWi = 0,1450
Intercepto	Intercepto	14,4	
Teor de magnésio	Mg	13,73	0,07294 .
Isolamento	ENN	-0,04262	0,00850 **
Declividade	decli	-0,15919	0,06733 .
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1$ Mg + $\beta_2$ ENN + $\beta_3$ decli		$\Delta AICc = 0,5$	AICcWi = 0,1241
Intercepto	Intercepto	18,06	
Teor de fósforo	Mg	-0,814630	0,165476
Isolamento	ENN	-0,04613	0,006773 **
Esciófilas = $\beta_0 + \beta_1$ P + $\beta_2$ Ca + $\beta_3$ Mg + $\beta_4$ ENN		$\Delta AICc = 2$	AICcWi = 0,0593
Intercepto	Intercepto	15,67	
Teor de fósforo	P	-1,13	0,05687 .
Teor de cálcio	Ca	-5,323	0,35689
Teor de magnésio	Mg	20,30	0,06438 .
Isolamento	ENN	-0,04287	0,01037 *

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

## 13 DISCUSSÃO

### 13.1 Influência da Intensidade de Uso do Entorno Sobre a Composição de Espécies

Os resultados dos modelos preditivos mostram uma clara influência do entorno de agricultura intensiva sobre a composição das espécies arbóreas nos fragmentos florestais. O maior limite com áreas de agricultura possui influência direta sobre a abundância das espécies, beneficiando as espécies heliófilas em detrimento das espécies esciófilas. Além disso, o maior limite com o entorno de agricultura possui um potencial impacto sobre a riqueza das espécies devido às diferenças de interação entre os grupos funcionais e os níveis de fertilidade. A tendência de agrupamento dos fragmentos com entorno UI e dos fragmentos com entorno UE, demonstra que a agricultura intensiva possui influência significativa sobre a composição das espécies arbóreas nos fragmentos, principalmente através da modificação das condições de fertilidade do solo.

Dentre os potenciais impactos provenientes do entorno sobre o interior dos fragmentos, a alteração na fertilidade dos solos, com aumento de teores de nutrientes vem sendo amplamente discutida na literatura (DUNCAN et al., 2008; CHABRERIE et al., 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016). Estudo recente de Uzêda et al. (2016), mostrou uma tendência de eutrofização dos solos em fragmentos florestais localizados na mesma área de estudo, com aumentos significativos nos teores de cálcio, fósforo e potássio. Didham et al. (2015) observaram que quanto maior a intensidade de aplicação de fertilizantes em áreas de agricultura, maiores eram os teores de nutrientes em fragmentos florestais próximos. As práticas frequentes de calagem e uso de fertilizantes e adubos, realizadas nos campos de agricultura convencional, aliados ao revolvimento do solo, resultam em deriva e transporte de partículas finas de solo pelo ar, que se depositam nos solos de fragmentos (DUNCAN et al., 2008; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016). O resultado é o significativo aumento dos níveis de nutrientes nos solos de fragmentos florestais próximos, tais como nitrogênio (THIMONIER et al., 1994; DIDHAM et al., 2015), fósforo (DUNCAN et al., 2008; UZÊDA et al., 2016), cálcio e magnésio (CHABRERIE et al., 2013; UZÊDA et al., 2016).

A forte relação entre a composição florística e o aumento nos teores dos nutrientes de cálcio, magnésio e fósforo comprova a veracidade da hipótese de que o enriquecimento de nutrientes nos solos desses fragmentos pelas práticas do entorno, causam impactos na comunidade arbórea. Isso foi observado em alguns estudos que identificaram uma mudança na composição florística de herbáceas nas bordas de fragmentos, possivelmente pela grande entrada de partículas provenientes da calagem para correção da acidez do solo e adubos nitrogenados, causando uma dominância de espécies comuns em solos menos ácidos ou espécies nitrófilas (THIMONIER et al., 1992; 1994; BOUTIN & JOBIN, 1998; DEMCHIK & SHARPE, 2000; CHABRERIE et al., 2013).

A abundância e a riqueza das espécies pioneiras são claramente beneficiadas pelo aumento dos níveis de cálcio, enquanto as espécies tardias são negativamente impactadas pelo aumento dos níveis de fósforo. Esses nutrientes possuem uma grande tendência de aumento em fragmentos florestais próximos de áreas de agricultura (CHABRERIE et al., 2013; DIDHAM et al., 2015; UZÊDA et al., 2016) pela prática comum de calagem e uso de fertilizantes fosfatados. Além disso, o fósforo possui uma baixa mobilidade no solo o que pode causar acumulação e eutrofização ao longo do tempo (UZÊDA et al., 2016). Dessa forma, adições contínuas em longos períodos de tempo podem ter impactos significativos na composição de espécies e na diversidade funcional da comunidade arbórea dos fragmentos florestais (WRIGHT et al., 2011) próximos a cultivos agrícolas convencionais, alterando a proporção de espécies esciófilas e de heliófilas. Plantas de ecossistemas naturais são

adaptadas a condições de limitada disponibilidade de nutrientes, se mantendo num certo equilíbrio de ajuste às características de fertilidade local (WRIGHT et al., 2011). Dessa forma, as condições de fertilidade do solo em florestas tropicais limitam o crescimento de plantas, sendo um importante fator determinante da diversidade local (JOHN et al., 2006; LAURANCE et al., 2010; WRIGHT et al., 2011).

Alguns estudos recentes, de longa duração, investigam a resposta da produtividade primária de árvores de florestas tropicais úmidas a adição de nutrientes no solo (WRIGHT et al., 2011; SANTIAGO et al., 2012; MAYOR et al., 2014; ALVAREZ-CLARE & MACK, 2015) demonstrando que mesmo em solos relativamente ricos em nutrientes, algumas espécies e grupos funcionais respondem fortemente à adição de N, P e K. Porém em regiões com menor fertilidade, como é o caso do local desse estudo, o impacto pode ser mais intenso, visto que essas regiões tendem a possuir uma flora mais especializada, quando comparadas a regiões com maior fertilidade, que tendem a possuir maior número de espécies arbóreas de rápido crescimento e mais generalistas (LAURANCE et al., 2010; WRIGHT et al., 2011).

Dessa forma, as constantes deposições de nutrientes nos solos dos fragmentos florestais desse estudo, podem estar criando um ambiente propício à proliferação de espécies arbóreas pioneiras. Os fragmentos com entorno de pecuária extensiva apresentaram os maiores valores de VI para as espécies esciófilas (dados não publicados), o que ajuda a explicar o agrupamento observado desses fragmentos na análise de ordenação. Dessa forma, é possível observar que nos fragmentos com entorno de agricultura intensiva, onde os efeitos da deriva de nutrientes são maiores, as espécies heliófilas pioneiras ou secundárias iniciais podem estar sendo beneficiadas. Quando se analisam os dois grupos funcionais (espécies pioneiras e espécies de sombra) é possível observar um padrão de resposta aos incrementos de nutrientes, onde geralmente as espécies pioneiras de rápido crescimento, respondem com maiores taxas de crescimento (CHAPIN et al., 1986; MORAN et al., 2000; BAKER et al., 2003), pois plântulas de espécies pioneiras tendem a ser mais eficientes no consumo de nutrientes, podendo se sobressair em ambiente de competição com espécies de sombra (CHAPIN et al., 1986).

Porém, o entorno pode afetar a composição das espécies de duas maneiras: primeiramente pelos efeitos de borda, que são mais intensos quando o entorno é composto de agricultura, modificando as características químicas do solo e criando impactos diretos sobre o microclima; e em segundo por fatores que dificultam o recrutamento de espécies tardias como redução nos fluxos de propágulos (GASCON et al., 1999; BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS, 2003; EWERS & DIDHAM, 2006). As áreas de agricultura também podem causar impactos às espécies tardias pela influência na conectividade entre os fragmentos, pois podem ser um ambiente mais hostil para movimentação de alguns animais polinizadores e dispersores (EWERS & DIDHAM, 2006; PERFECTO et al., 2009), reduzindo os fluxos de sementes (BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS, 2003). Alteração no número de indivíduos de algumas espécies devido à diminuição de dispersão de sementes pode causar extinções locais ao longo do tempo (BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS, 2003), dificultando a manutenção de populações viáveis. Além disso, o uso mais intensivo em áreas de agricultura pode criar condições microclimáticas menos favoráveis (MESQUITA et al., 1999) podendo contribuir para o impacto provocado na abundância de algumas espécies de sombra.

### **13.2 Influência dos Demais Fatores Sobre a Abundância e Riqueza de Espécies**

Como esperado, o tamanho do fragmento também determina a composição da comunidade arbórea, como já relatado em diversos estudos em florestas tropicais (BENITEZ-MALVIDO, 1998; LAURANCE et al., 2006; SANTOS et al., 2008; LAURANCE et al.,



2011; MUNGUÍA-ROSAS & MONTIEL, 2014). A abundância de espécies esciófilas mostrou-se dependente do tamanho do fragmento, sendo esse o único fator com influência positiva na abundância dessas espécies. De modo contrastante a abundância das espécies pioneiras é maior em fragmentos de tamanho pequeno. Isso está ligado ao fato de que pequenos fragmentos estão sujeitos a uma maior intensidade dos efeitos de borda (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009), que no caso desse estudo apresentam claros impactos negativos às espécies esciófilas. O impacto da criação de bordas abruptas pelo processo de fragmentação para comunidades arbóreas, já vem sendo amplamente discutido, com alta mortalidade e alterações na dinâmica de recrutamento de árvores tardias nas bordas de fragmentos (LAURANCE et al., 1997, 1998, 2006) e mesmo em interiores de fragmentos menores (BENITEZ-MALVIDO, 1998), beneficiando espécies pioneiras e generalistas (LAURANCE et al., 2006; SANTOS et al., 2008). Dessa forma, o limite com agricultura mostrou-se o fator de maior impacto à abundância das espécies, e a intensidade desses impactos para as espécies de sombra são determinados pelo tamanho do fragmento.

Apesar do efeito significativo sobre a abundância, a riqueza de espécies para os dois grupos funcionais não foi afetada pelo tamanho do fragmento. Para a riqueza são mais importantes as características do solo (níveis de fertilidade e quantidade de argila), a declividade do terreno e o grau de isolamento dos fragmentos. A diversidade de plantas é altamente relacionada às características de fertilidade do solo e granulometria do solo (OLIVEIRA-FILHO et al., 2001; JOHN et al., 2007; LAURANCE et al., 2010), sendo que esses dois fatores se correlacionam fortemente. A maior quantidade de argila no solo possibilita maiores quantidades de ligações catiônicas, o que propicia maior disponibilidade de nutrientes (LAURANCE et al., 1999; LAURANCE et al., 2010). Nessa sequência, terrenos mais planos apresentam maior quantidade de argilas, advindas de terrenos mais elevados e que são depositadas nessas áreas mais baixas (LAURANCE et al., 1999; LAURANCE et al., 2010), o que por sua vez também implica em maiores níveis fertilidade no solo.

Além da influência na fertilidade do solo, a declividade do terreno pode dificultar a manutenção de espécies esciófilas de duas formas. Primeiramente porque o recrutamento dessas espécies é dificultado, pois tendem a possuir sementes grandes, o que ocasiona em maiores dificuldades de fixação em áreas muito declivosas. Além disso, a maior declividade é ligada a maiores taxas de mortalidade e queda de árvores, pela dificuldade de árvores grandes se manterem nessas áreas (LAURANCE et al., 2010). Essas questões explicam a dificuldade de manutenção do recrutamento de plântulas de espécies de crescimento lento, explicando a influência positiva desse fator na abundância de espécies pioneiras, e relação negativa com a abundância e riqueza das espécies esciófilas.

O maior grau de isolamento dos fragmentos não apresentou influência na abundância das espécies dos dois grupos ecológicos, porém foi uma das variáveis explicativas para a riqueza de espécies, sendo mais importante do que o tamanho do fragmento. Como já discutido esse fator implica em reduções nos fluxos de propágulos diminuindo as chances de dispersão de sementes por maiores distâncias entre fragmentos (MAGRACH et al., 2014; MORAN & CATTERALL, 2014). O maior isolamento apresentou influência negativa sobre as espécies esciófilas, enquanto as espécies pioneiras parecem ser beneficiadas. Espécies de estágios sucessionais mais iniciais apresentam vantagem na dispersão de sementes pelo fato de que produzem maior quantidade de sementes e geralmente suas sementes possuem dispersão anemocórica ou por animais generalistas (MACIEL et al., 2003). Enquanto espécies tardias geralmente produzem sementes maiores e dispersas por animais especialistas (LAURANCE et al., 2011), dificultando os fluxos entre fragmentos mais isolados.

Por fim, ao contrário do esperado, a maior abertura do dossel apresentou influência apenas na riqueza de espécies heliófilas, de maneira negativa, pois em clareiras, são esperadas maior abundância e diversidade de espécies exigentes de luz para germinação e crescimento

(MARTINS et al., 2012). Esse resultado inesperado pode ser explicado pelo fato de que nos locais amostrados, onde havia presença de clareiras pela queda de árvores, existia um menor número de indivíduos arbóreos com o diâmetro de inclusão na amostragem ( $CAP > 15$  cm), pois, com a queda de grandes árvores é gerada também mortalidade e queda de outras árvores (MARTINS et al., 2012), diminuindo a amostragem de pioneiras.

Assim, fragmentos florestais imersos em uma matriz agrícola e expostos a práticas de agricultura convencional e intensiva podem estar condicionados a uma redução de diversidade de espécies arbóreas através da substituição de espécies tardias por espécies pioneiras. As espécies tardias, responsáveis pela maior parte da regeneração natural em florestas tropicais maduras (SANTOS et al., 2008) demonstram uma tendência de ficarem restritas a áreas sem alcance dos efeitos de borda, como nos interiores de grandes fragmentos, e em fragmentos pouco isolados. Dessa forma, a discussão sobre a conservação em paisagens de produção agrícola deve levar em conta que, além da demanda de manutenção de grandes áreas de remanescentes naturais, essencial para algumas espécies, é necessário que se desenvolvam e incentivem práticas agrícolas menos impactantes à biodiversidade. Isso se mostra importante na necessidade de reduzir os impactos diretos ocasionados pelos efeitos de borda, como a alteração nas características de fertilidade dos solos, e os impactos que a qualidade da matriz pode implicar aos fluxos populacionais entre os fragmentos (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009).

## 14 CONCLUSÃO

Com os resultados desse estudo pode se concluir que o aumento da fertilidade de solos de fragmentos florestais adjacentes a áreas de agricultura intensiva provoca impactos nos grupos ecológicos de espécies da comunidade arbórea de fragmentos florestais, tanto na abundância quanto na riqueza das espécies. Os aumentos nos teores de fósforo e cálcio podem causar diminuição de populações e riqueza de espécies de estágios sucessionais mais avançados e substituição por espécies mais iniciais.

Dentre todas as variáveis analisadas para a abundância, o limite com a agricultura e os níveis de nutrientes, foram fatores importantes. O aumento do tamanho dos fragmentos não apresentou relação direta com o aumento da diversidade, porém é importante para reduzir a intensidade dos efeitos de borda sobre as populações das espécies esciófilas. A maior declividade beneficia a abundância e diminui tanto a abundância quanto a riqueza de espécies esciófilas por reduzir as chances de estabelecimento das plântulas dessas espécies.

O limite com agricultura pode reduzir a riqueza de espécies esciófilas pelo aumento de teores de fósforo e cálcio. O maior isolamento entre fragmentos também apresentou impactos significativos à riqueza das espécies esciófilas, sendo que a maior intensidade de uso agrícola pode implicar na redução dos fluxos de dispersão de sementes.

O estudo evidencia que a intensa adoção de insumos em áreas cultivadas provocam impactos concretos na diversidade da comunidade arbórea de fragmentos florestais, sendo mais importante que o próprio tamanho dos fragmentos. Isso comprova a demanda de políticas que amparem o desenvolvimento de estratégias de produção agrícola mais conservacionistas, e evidenciem os potenciais impactos da adoção de estratégias fundamentadas no sistema chamado de poupa terra.

## 15 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVAREZ-CLARE, S.; MACK, M. C. Do foliar, litter, and root nitrogen and phosphorus concentrations reflect nutrient limitation in a lowland tropical wet forest? **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2015.
- BENITEZ-MALVIDO, J.; MARTINEZ-RAMOS, M. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. **Biotropica**, v. 35, n. 4, p. 530–541, 2003.
- BENITEZ MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 380–389, 1998.
- BOUTIN, C.; JOBIN, B. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. **Ecological Applications**, v. 8, n. 2, p. 544–557, 1998.
- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference**. 2<sup>a</sup> ed. New York: Springer, 488p., 2002.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botanica Bras.**, v.20, n. 3, 2006.
- CHABRERIE, O.; JAMONEAU, A.; GALLET-MORON, E.; DECOCQ, G. Maturation of forest edges is constrained by neighbouring agricultural land management. **Journal of Vegetation Science**, Berlim, v. 24, p. 58-69, 2013.
- CHAPIN, F.S. III, VITOUSEK, P. M., VAN CLEVE, K. The nature of nutrient limitation in plant communities. **The American Naturalist**, v. 127, n.1, p. 48–58, 1986.
- DAN, M.L.; BRAGA, J.M.A.; NASCIMENTO, M.T. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 61, n. 4, p. 749-766, 2010.
- DEMCHIK, M. C.; SHARPE, W. E. Forest floor plant response to lime and fertilizer before and after partial cutting of a northern red oak stand on an extremely acidic soil in Pennsylvania, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 144, n. 1–3, p. 239–244, 2001.
- DIDHAM, R.K.; BARKER G.M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E.L.; DENMEAD, L.H.; FISK, L.M., PETERS, J.M. R.; TYLIANAKIS, J. M.; WRIGHT, H. R.; SCHIPPER, L. A. Agricultural Intensification Exacerbates Spillover Effects on Soil Biogeochemistry in Adjacent Forest Remnants. **PLoS ONE**, v.10, n. 1, p.1-32, 2015.
- DUNCAN, D. H. et al. Blowing in the wind? Nutrient enrichment of remnant woodlands in an agricultural landscape. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 1, p. 107–119, 2008.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 117–42, 2006.

FAO. **State of the World's Forests 2016**. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. Roma, 126 p. 2016.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FINOTTI, R.; KURTZ, B.C.; CERQUEIRA, R.; GARAY, I. Variação na estrutura diamétrica, composição florística e características sucessionais de fragmentos florestais da bacia do rio Guapiaçu (Guapimirim/Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 2, 2012.

FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V.; CHAPPELL, M. J.; EKROOS, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; SMITH, H. G.; WEHRDEN, H. Land sparing versus land sharing: Moving forward. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 149–157, 2014.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDAC.; POLANSKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAM, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZACKS, D. P. M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–42, 2011.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 91, p. 223-229, 1999.

GREEN, R. E., CORNELL, S. J., SCHARLEMANN, J. P., & BALMFORD, A. Farming and the fate of wild nature. **Science**, v. 307, n. 5709, p. 550-555, 2005.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 4, p. 50–58, 2000.

JOHN, R.; DALLING, J. W.; HARMS, K. E.; YAVITT, J. B.; STALLARD, R. F.; MIRABELLO, M.; HUBELL, S. P.; VALENCIA, R.; NAVARRETE, H.; VALLEJO, M.; FOSTER, R. B. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Pnas**, v. 104, n. 3, p. 864–9, 2007.

LAURANCE, W. F. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. C.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; HOUTAN, K. S. V.; ZARTMAN, C. E.; BPYLE, S. A.; DIDHAM,

R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011.

LAURANCE, W. F.; FEARNESIDE, P. M.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T. E.; MERONA DE RANKIN, M. J.; CHAMBERS, J. Q.; GASCON, C. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape scale study. **Forest Ecology and Management**, v. 118, n. 1–3, p. 127–138, 1999.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN DE MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032–2040 ST–Rain forest fragmentation and the, 1998.

LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A.; FEARNESIDE, P. M., HARMS, K. E., VICENTINI, A.; LUIZÃO, R. C. C. Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: A landscape-scale study. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 1, p. 96–106, 2010.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, E. M., LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J. E. L. S.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E.; D'ANGELO S. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America**, v. 103, n. 50, p. 19010–19014, 2006.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009.

MACIEL, M.N.M.; WAIZLAWICK, L.F.; SCHOENINGER, E.M.; YAMAJI, F.M. Classificação ecológica das espécies arbóreas. **Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais**, v.1, n.2, p. 69-78, 2003.

MAGRACH, A. et al. Meta-analysis of the effects of forest fragmentation on interspecific interactions. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1342–1348, 2014.

MORAN, C.; CATTERALL, C. P. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. **Conservation Biology**, v. 28, n. 2, p. 551–560, 2014.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. (Orgs.). **Livro vermelho da flora do Brasil**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2013.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 246 p., 1991.

MARTINS, S. V. Sucessão Ecológica: Fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2ª ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.

MAYOR, J. R.; WRIGHT, S. J.; TURNER, B. L. Species-specific responses of foliar nutrients to long-term nitrogen and phosphorus additions in a lowland tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 1, p. 36–44, 2014.

- MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 129–134, 1999.
- MORAN, C.; CATTERALL, C. P. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. **Conservation Biology**, v. 28, n. 2, p. 551–560, 2014.
- MUELLER-DOMBOIS, Dieter; ELLENBERG, Heinz. Aims and methods of vegetation ecology. 1974.
- MUNGUÍA-ROSAS, M. A.; MONTIEL, S. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, 2014.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.10, p.58-62, 1995.
- NEVES, G. M. S.; PEIXOTO, A.L.; Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de dois remanescentes em regeneração de floresta Atlântica secundária na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro. **Pesquisas, Botânica**, n. 59, p. 71-112, 2008.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 58, n. 1, p. 139–158, 2001.
- PEIXOTO, G. L.; MARTINS, S.V.; SILVA, A.F. DA; SILVA, E. Composição florística do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botânica Bras.**, v. 18, n. 1, p. 151-160, 2004.
- PERFECTO, I., VANDERMEER, J.H.; WRIGHT, A. **Nature's Matrix: Linking agriculture, conservation, and food sovereignty**. London: Cromwell Press Group. 1ª ed. 257 p. 2009.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 173–200, 2008.
- PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**. v. 333, p. 1289, 2011.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Rodrigues. 328p, 2001.
- R. CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016.
- SANTIAGO, L. S.; WRIGHT, S. J.; HARMS, K. E.; YAVITT, J. B.; KORINE, C.; GARCIA, M. N.; Turner, B. L.. Tropical tree seedling growth responses to nitrogen, phosphorus and potassium addition. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 2, p. 309–316, 2012.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 2008.

SOBRINHO, V.G.; SCHINEIDER, P. R. Análise bioeconômica do sequestro florestal de carbono e da dívida ecológica: uma aplicação ao caso do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 4, p. 493-510, 2008.

SWAINE, M. I.X ; WHITMORE, T. C. On definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation**, v. 75, p. 81-86, 1988.

THIMONIER, A.; DUPOUEY, F. B.; BECKER, M. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. **New Phytologist**, v. 126, n. 3, p. 533–539, 1994.

THIMONIER, A.; DUPOUEY, J. L.; TIMBAL, J. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. **Forest Ecology and Management**, v. 55, n. 1–4, p. 149–167, 1992.

TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53–59, 2012.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; MOREIRA, R. V. S.; FONTANA, A.; DONAGEMMA, G. K. Eutrofização de solos e comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1120-1130. 2016.

WRIGHT, S.J.; YAVITT, J.B.; WURZBURGER, N.; TURNER, B.I.; TANNER, E.V.J.; SAYER, E.J.; SANTIAGO, L.S.; KASPARI, M.; HEDIN, L.O.; HARMS, K.E.; GARCIA, M.N.; CORRE, M.D. Potassium, Phosphorus, or Nitrogen Limit Root Allocation, Tree Growth, or Litter Production in A Lowland Tropical Forest. **Ecology**, v. 92, n. 8, p. 1616–1625, 2011.



## 16 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo evidenciam a intensificação da agricultura como vetor de impactos negativos para fragmentos florestais em paisagens agrícolas. A intensificação da agricultura na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu causa aumento dos níveis de fertilidade do solo e modificações na composição florística de remanescentes florestais próximos. A agricultura intensiva com práticas convencionais de produção como o uso intensivo de insumos químicos e frequente revolvimento do solo causam aumento significativo nos níveis de fertilidade dos solos de fragmentos florestais próximos e até mesmo mais distantes, através do processo de deriva aérea de partículas do solo.

As condições ambientais dos fragmentos mais próximos a áreas de agricultura possuem tendência de favorecer o estabelecimento de espécies arbóreas de estágios sucessionais mais iniciais e generalistas em detrimento das espécies mais tardias. O limite com a agricultura age nesse sentido de três formas: primeiro, porque o aumento dos níveis de fertilidade mostrou-se um fator positivo para o estabelecimento de espécies pioneiras e negativo para espécies tardias; segundo por dificultar o fluxo de propágulos de espécies tardias, que geralmente necessitam de dispersores mais especialistas; e terceiro por criar condições microclimáticas mais severas para espécies arbóreas de sombra.

Dessa forma, espera-se que os resultados aqui expostos contribuam para a discussão sobre os impactos sobre a biodiversidade de paisagens agrícolas fragmentadas ocasionados pela intensificação de práticas agrícolas convencionais. Além disso, a necessidade de políticas de incentivo a estratégias regionais de transição a sistemas agrícolas com práticas mais conservacionistas.

## **17 ANEXO**

## Capítulo I

**Anexo A** – Resultados dos valores médios e desvio padrão da análise de fertilidade dos solos de cada estrato de cada fragmento em duas profundidades de amostragem: 0-5 cm e 5-10 cm. C: carbono, N: nitrogênio, P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio, Mg: magnésio.

Uso Entorno/ Fragmento	0-5 cm de profundidade							5-10 cm de profundidade						
	C (dag.K g-1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)	C (dag.Kg- 1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)
	<b>Entorno</b>													
UIp1	1,94 (0,41)	0,24 (0,04)	69,17 (13,83)	135,3 (32,32)	2,02 (0,49)	0,63 (0,22)	52,8 (3,6)	1,85 (0,06)	0,18 (0,07)	63,27 (11,32)	93,33 (40,26)	1,82 (0,73)	0,62 (0,22)	50,7 (3,3)
UIp2	1,97 (1,16)	0,18 (0,06)	62,67 (1,26)	115,17 (22,67)	3,53 (0,08)	0,12 (0,01)	39,3 (9,9)	1,96 (1,09)	0,17 (0,05)	59,75 (4,39)	111,6 (25,22)	3,59 (0,11)	0,12 (0,01)	36,4 (10,5)
UIp3	1,21 (0,29)	0,17 (0,05)	34,67 (8,62)	104,13 (51,47)	0,89 (0,46)	0,39 (0,13)	26,9 (9,1)	1,24 (0,26)	0,17 (0,04)	32,53 (8,39)	101,27 (63,01)	1,02 (0,55)	0,41 (0,14)	26,4 (8,7)
UEp	2,84 (0,99)	0,35 (0,11)	35,67 (17,07)	108 (44,67)	1,88 (0,41)	1,16 (0,29)	29 (5,6)	1,92 (0,13)	0,25 (0,03)	23,75 (8,48)	53,63 (23,73)	0,85 (0,09)	0,58 (0,07)	32,9 (11,1)
UIm	1,25 (0,23)	0,09 (0,01)	42,38 (30,85)	185,13 (86,99)	2,84 (0,71)	0,89 (0,13)	19,1 (2,3)	0,72 (0,13)	0,09 (0,01)	34,36 (8,11)	123 (88,32)	2,55 (0,73)	0,68 (0,13)	18 (1,4)
UEm1	1,86 (0,15)	0,17 (0,03)	21,20 (3,02 (0,96))	67,15 (34,05)	1,14 (0,96)	0,35 (0,21)	26,6 (4,5)	1,98 (0,72)	0,24 (0,08)	27,81 (27,81)	69,27 (49,65)	0,53 (0,61)	0,28 (0,19)	37,8 (0,0)
UEm2	2,14 (0,03)	0,18 (0,03)	4,33 (0,52)	39,93 (1,0)	0,25 (0,03)	0,22 (0,07)	39,4 (5,8)	1,81 (0,26)	0,16 (0,02)	4,12 (1,27)	29,5 (6,40)	0,14 (0,03)	0,12 (0,02)	40,5 (4,6)
UEm3	1,94 (1,30)	0,23 (0,01)	17,50 (2,31 (0,23))	36,67 (2,06)	0,34 (0,02)	0,36 (0,03)	45,7 (4,6)	2,70 (0,13)	0,31 (0,04)	1,54 (0,21)	25,33 (3,96)	0,23 (0,03)	0,21 (0,07)	48,3 (4,4)
UIg	1,39 (0,35)	0,12 (0,03)	14,26 (8,62 (2,73))	92,47 (4,28)	1,48 (0,54)	0,40 (0,10)	51,7 (7,6)	0,99 (0,80)	0,09 (0,07)	30,6 (12,73)	80,3 (22,64)	1,20 (0,31)	0,42 (0,08)	50,4 (6,7)
UEg1	1,97 (0,10)	0,18 (0,02)	17,50 (4,61 (0,44))	46,37 (10,03)	0,64 (0,22)	0,30 (0,08)	14,9 (2,6)	1,74 (0,14)	0,16 (0,02)	6,79 (2,34)	26,33 (5,45)	0,42 (0,16)	0,16 (0,07)	15,3 (3,3)
UEg2	0,85 (0,04)	0,17 (0,10)	22,8 (13,46 (4,34))	44,97 (1,69)	0,30 (0,02)	0,35 (0,01)	31,3 (3,7)	0,82 (0,07)	0,11 (0,02)	2,28 (0,22)	31,47 (2,79)	0,18 (0,03)	0,14 (0,02)	28,8 (6,0)
UIc1	1,26 (0,24)	0,17 (0,04)	28,62 (15,18)	116,07 (54,19)	1,77 (0,62)	0,42 (0,13)	23,5 (2,9)	1,17 (0,23)	0,16 (0,02)	27,06 (19,60)	57,93 (12,51)	1,52 (0,21)	0,38 (0,06)	14,9 (25,6 (2,7))
UEc	3,15 (2,35)	0,16 (0,03)	27,06 (4,46 (0,99))	36,2 (9,18)	0,11 (0,01)	0,11 (0,01)	34,6 (2,3)	1,49 (0,08)	0,14 (0,01)	3,19 (0,27)	23,73 (1,93)	0,06 (0,01)	0,08 (0,00)	37,2 (2,6)

Continua

Anexo A - Continuação

Uso entorno/ Fragmento	0-5 cm de profundidade							5-10 cm de profundidade						
	C (dag.K g-1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)	C (dag.Kg- 1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)
	<b>1º terço</b>													
UIp1	2,45 (0,26)	0,29 (0,03)	11,35 (4,92)	59,13 (2,83)	0,42 (0,34)	0,43 (0,12)	37 (6,9)	1,91 (0,25)	0,23 (0,03)	8,22 (6,49)	42,37 (3,82)	0,21 (0,16)	0,29 (0,11)	47,5 (3,9)
UIp2	2,26 (0,51)	0,23 (0,08)	5,41 (0,48)	49,67 (3,69)	0,11 (0,04)	0,24 (0,09)	61,1 (10,6)	1,92 (0,39)	0,21 (0,04)	3,44 (1,31)	36,53 (5,51)	0,05 (0,01)	0,16 (0,07)	36,2 (3,6)
UIp3	2,47 (0,81)	0,27 (0,04)	7,9 (2,37)	74,8 (8,69)	0,70 (0,85)	0,66 (0,49)	66,5 (5,0)	1,71 (0,39)	0,20 (0,04)	4,31 (1,4)	50,87 (12,36)	0,28 (0,34)	0,36 (0,27)	24,1 (6,2)
UEp	2,32 (0,37)	0,24 (0,03)	4,48 (1,25)	41,43 (4,11)	0,07 (0,03)	0,14 (0,02)	44,2 (4,5)	1,72 (0,33)	0,19 (0,04)	2,38 (0,91)	27,03 (6,96)	0,03 (0,01)	0,08 (0,01)	28,4 (4,1)
UIm	1,95 (0,30)	0,20 (0,02)	5,73 (1,94)	92,47 (36,55)	1,16 (0,64)	0,46 (0,19)	63,7 (2,1)	1,52 (0,10)	0,20 (0,02)	5,06 (1,13)	64,4 (25,54)	0,47 (0,36)	0,13 (0,04)	28,4 (4,1)
UEm1	3,48 (2,11)	0,20 (0,02)	6,17 (0,72)	39,77 (2,12)	0,08 (0,04)	0,22 (0,08)	41,8 (2,4)	1,52 (0,10)	0,17 (0,01)	3,24 (0,03)	27,05 (0,95)	0,03 (0,01)	0,12 (0,02)	50,1 (6,5)
UEm2	2,08 (0,46)	0,20 (0,00)	4,62 (1,13)	40,03 (9,47)	0,21 (0,12)	0,32 (0,07)	44 (1,4)	1,52 (0,00)	0,17 (0,04)	3,74 (0,70)	30,27 (9,88)	0,05 (0,04)	0,17 (0,09)	36,1 (7,9)
UEm3	2,54 (0,51)	0,20 (0,00)	5,05 (0,44)	38,87 (5,48)	0,12 (0,08)	0,20 (0,06)	45,3 (2,7)	1,52 (0,00)	0,27 (0,02)	3,88 (0,91)	48,6 (14,98)	0,26 (0,28)	0,32 (0,16)	52,2 (2,9)
UIg	2,80 (0,60)	0,34 (0,06)	4,44 (1,50)	53,57 (7,61)	0,72 (0,35)	0,43 (0,01)	40 (3,6)	2,36 (0,42)	0,28 (0,06)	3,34 (1,21)	43,37 (5,46)	0,45 (0,26)	0,33 (0,03)	44,6 (3,9)
UEg1	2,17 (0,79)	0,21 (0,06)	4,79 (0,21)	77,9 (10,78)	0,39 (0,03)	0,6 (0,20)	56 (2,9)	1,88 (0,55)	0,19 (0,04)	4,28 (1,63)	61,83 (14,60)	0,41 (0,24)	0,43 (0,16)	36,5 (1,2)
UEg2	1,71 (0,38)	0,19 (0,03)	7,13 (0,72)	38,3 (3,15)	0,2 (0,08)	0,31 (0,09)	66,6 (6,3)	1,78 (0,22)	0,19 (0,02)	5,44 (1,29)	33,33 (4,44)	0,09 (0,03)	0,2 (0,06)	32,4 (1,2)
UIc1	1,44 (0,12)	0,17 (0,02)	4,26 (1,30)	60 (8,13)	0,61 (0,22)	0,30 (0,04)	67,8 (11,4)	1,15 (0,08)	0,16 (0,01)	2,97 (0,75)	42,2 (1,10)	0,31 (0,06)	0,22 (0,05)	30,6 (4,6)
UIc2	2,23 (0,23)	0,22 (0,03)	7,58 (0,40)	42,47 (7,45)	0,20 (0,09)	0,23 (0,06)	62,4 (2,6)	1,54 (0,34)	0,17 (0,05)	4,25 (1,84)	25,13 (7,68)	0,06 (0,05)	0,11 (0,02)	28,7 (3,6)
UEc	2,13 (0,15)	0,19 (0,00)	4,44 (1,16)	37,07 (9,84)	0,08 (0,03)	0,15 (0,02)	63 (3,1)	1,84 (0,11)	0,16 (0,02)	3,85 (0,84)	23,07 (2,89)	0,02 (0,01)	0,09 (0,02)	38,2 (0,1)

Continua

Anexo A – Continuação.

Uso entorno/ Fragmento	0-5 cm de profundidade							5-10 cm de profundidade						
	C (dag.K g-1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)	C (dag.Kg- 1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)
	<b>Entorno</b>													
	<b>2º terço</b>													
UIp1	2,93 (0,28)	0,27 (0,02)	7,63 (1,05)	42,77 (8,62)	0,09 (0,04)	0,16 (0,03)	43,4 (2,9)	2,35 (0,13)	0,23 (0,03)	5,87 (1,39)	37,6 (5,90)	0,05 (0,02)	0,11 (0,02)	55,8 (1,6)
UIp2	2,79 (0,49)	0,25 (0,03)	3,88 (1,13)	40,6 (8,88)	0,09 (0,02)	0,23 (0,05)	58,2 (9,1)	2,34 (0,15)	0,22 (0,02)	4,70 (1,10)	34,8 (5,90)	0,02 (0,01)	0,14 (0,03)	55,8 (0,0)
UIp3	2,19 (0,12)	0,23 (0,00)	5,69 (1,58)	41,5 (0,10)	0,06 (0,02)	0,15 (0,01)	63,6 (0,6)	1,67 (0,15)	0,13 (0,04)	3,60 (0,38)	33,35 (6,25)	0,02 (0,01)	0,11 (0,01)	40,2 (13,5)
UEp	2,56 (0,50)	0,28 (0,06)	4,95 (0,55)	42,4 (15,02)	0,04 (0,05)	0,18 (0,06)	42,4 (5,3)	2,4 (0,20) 1,67	0,02 (0,02)	3,67 (0,81)	35,8 (3,25)	0,05 (0,05)	0,12 (0,02)	63,9 (2,9)
UIm	1,98 (0,26)	0,18 (0,01)	6,27 (1,46)	58,57 (13,41)	0,52 (0,41)	0,30 (0,16)	59,4 (8,4)	0,40 (0,40)	0,01 (0,01)	4,23 (1,03)	40,6 (5)	0,27 (0,29)	0,21 (0,09)	36,7 (6,1)
UEm1	2,61 (0,23)	0,18 (0,01)	6,02 (1,28)	40,33 (6,27)	0,07 (0,03)	0,2 (0,05)	45,76 (4,2)	1,67 (0,40)	0,17 (0,02)	4,21 (0,59)	24 (3,05)	0,03 (0,02)	0,1 (0,01)	63,9 (2,9)
UEm2	2,50 (0,22)	0,18 (0,00)	5,42 (0,78)	45,2 (4,61)	0,13 (0,01)	0,29 (0,04)	41,8 (2,1)	1,67 (0,00)	0,2 (0,03)	4,50 (0,81)	33,17 (4,17)	0,04 (0,01)	0,16 (0,07)	51,9 (16,5)
UEm3	2,94 (0,63)	0,18 (0,00)	5,41 (0,36)	45,63 (14,06)	0,10 (0,06)	0,22 (0,10)	46,9 (3,6)	1,67 (0,00)	0,22 (0,03)	3,94 (0,85)	34,4 (7,30)	0,05 (0,01)	0,16 (0,01)	50,8 (1,25)
UIg	2,46 (0,43)	0,26 (0,03)	4,69 (0,51)	35,23 (6,52)	0,06 (0,02)	0,17 (0,01)	39,6 (2)	1,80 (0,24)	0,20 (0,02)	3,43 (0,38)	23,47 (3,22)	0,03 (0,01)	0,12 (0,01)	45,5 (3,5)
UEg1	1,47 (0,06)	0,17 (0,02)	5,89 (0,88)	42,17 (17)	0,19 (0,12)	0,31 (0,20)	56,3 (5,5)	1,76 (0,16)	0,20 (0,02)	2,82 (0,81)	54,8 (11)	0,22 (0,14)	0,29 (0,14)	42,9 (4,3)
UEg2	2,05 (0,29)	0,23 (0,02)	6,32 (0,96)	38,27 (0,06)	0,16 (0,03)	0,35 (0,04)	66,5 (1,6)	1,89 (0,16)	0,19 (0,02)	3,61 (0,38)	34,5 (6,07)	0,17 (0,19)	0,25 (0,11)	35 (2,6)
UIc1	1,83 (0,17)	0,19 (0,01)	4,3 (0,65)	53,57 (14,19)	0,26 (0,05)	0,24 (0,06)	63,3 (5,3)	0,17 (0,03)	0,17 (0,03)	2,27 (0,44)	37,2 (8,09)	0,09 (0,01)	0,13 (0,02)	30,1 (6,5)
UIc2	2,41 (0,30)	0,19 (0,02)	5,59 (0,28)	51,43 (20,32)	0,11 (0,06)	0,21 (0,07)	62,2 (4,9)	1,8 (0,21) (0,03)	0,19 (0,03)	3,97 (0,79)	29,8 (9,83)	0,04 (0,02)	0,13 (0,01)	34,6 (6,2)
UEc	2,53 (0,25)	0,23 (0,02)	4,78 (0,70)	35,9 (3,72)	0,12 (0,06)	0,13 (0,03)	53,6 (3,8)	2,1 (0,03) (0,01)	0,19 (0,01)	2,91 (0,73)	23,77 (3,61)	0,04 (0,01)	0,10 (0,01)	37,5 (5,5)

Continua

Anexo A – Continuação.

Uso entorno/ Fragmento	0-5 cm de profundidade							5-10 cm de profundidade						
	C (dag.K g-1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)	C (dag.Kg- 1)	N (dag.Kg- 1)	P (mg.L-1)	K (mg.L-1)	Ca (cmolc.d m-3)	Mg (cmolc.d m-3)	Argila (%)
	<b>3º terço</b>													
UIp1	3,45 (0,33)	0,33 (0,04)	6,70 (1,42)	46,03 (1,51)	0,13 (0,02)	0,27 (0,01)	46 (3,7)	2,48 (0,20)	0,24 (0,04)	5,31 (1,23)	32,57 (6,35)	0,04 (0,03)	0,14 (0,03)	49,7 (0,6)
UIp2	3,16 (0,80)	0,30 (0,08)	4,02 (1,95)	35,03 (13,46)	0,03 (0,03)	0,17 (0,04)	64,2 (10,2)	2,77 (0,89)	0,26 (0,11)	4,29 (1,05)	31,2 (6,10)	0,00 (0,01)	0,12 (0,03)	31,4 (7,9)
UIp3	2,49 (0,07)	0,28 (0,05)	5,85 (1,40)	51,47 (16,72)	0,07 (0,03)	0,25 (0,10)	55,8 (1,2)	1,85 (0,16)	0,22 (0,02)	3,26 (1,03)	36,33 (7,46)	0,02 (0,01)	0,12 (0,04)	39,1 (2,9)
UEp	2,84 (0,59)	0,29 (0,07)	5,9 (1,92)	43,37 (9,41)	0,14 (0,03)	0,29 (0,10)	45,8 (4,2)	1,89 (0,80)	0,15 (0,02)	3,60 (2,83)	27,53 (7,55)	0,04 (0,01)	0,15 (0,03)	49,3 (2,8)
UIm	2,06 (0,10)	0,19 (0,02)	5,10 (0,69)	34,5 (3,12)	0,1 (0,02)	0,13 (0,04)	58,6 (3,2)	1,92 (0,14)	0,19 (0,02)	4,68 (0,13)	31,67 (1,21)	0,07 (0,02)	0,12 (0,03)	38,6 (6,3)
UEm1	2,29 (0,08)	0,19 (0,02)	5,40 (0,52)	35,37 (3,26)	0,19 (0,07)	0,35 (0,07)	46 (4,4)	1,92 (0,14)	0,18 (0,02)	3,83 (0,32)	23,2 (1,30)	0,1 (0,05)	0,20 (0,08)	46,2 (7,8)
UEm2	2,51 (0,5)	0,19 (0,00)	7,47 (0,93)	48,6 (5,89)	0,22 (0,14)	0,31 (0,14)	47,9 (7,8)	1,92 (0,00)	0,19 (0,05)	4,66 (0,81)	31,27 (3,95)	0,06 (0,01)	0,14 (0,02)	36,5 (4,3)
UEm3	2,69 (0,15)	0,19 (0,00)	3,77 (1,13)	35,27 (2,06)	0,08 (0,02)	0,2 (0,03)	57,4 (5,2)	1,92 (0,00)	0,19 (0,02)	3,15 (0,76)	27,87 (6,81)	0,04 (0,03)	0,18 (0,08)	40,9 (2,3)
UIg	2,42 (0,16)	0,25 (0,02)	5,67 (0,75)	41,27 (3,09)	0,04 (0,01)	0,16 (0,02)	49,1 (3,9)	1,75 (0,35)	0,18 (0,02)	3,57 (0,96)	26,2 (3,90)	0,02 (0,01)	0,10 (0,02)	34,3 (3,9)
UEg1	2,07 (0,03)	0,23 (0,02)	3,34 (0,84)	40,7 (6,17)	0,23 (0,10)	0,28 (0,07)	51,2 (6,4)	1,85 (0,12)	0,20 (0,03)	3,29 (0,66)	34,73 (3,07)	0,13 (0,07)	0,19 (0,06)	41,7 (4,7)
UEg2	2,01 (0,43)	0,22 (0,03)	5,09 (0,41)	35,7 (6,15)	0,08 (0,04)	0,20 (0,09)	58,7 (1,6)	1,71 (0,10)	0,20 (0,01)	3,47 (1,36)	26,5 (2,80)	0,08 (0,05)	0,17 (0,06)	37 (2,4)
UIc1	2,01 (0,11)	0,20 (0,01)	3,46 (0,61)	43,37 (11,60)	0,22 (0,06)	0,25 (0,15)	68,5 (4,3)	1,71 (0,04)	0,20 (0,01)	2,50 (0,44)	38,6 (5,52)	0,10 (0,04)	0,16 (0,09)	30,8 (0,9)
UIc2	2,90 (0,49)	0,24 (0,03)	7,07 (4,08)	37,93 (3,93)	0,11 (0,06)	0,21 (0,08)	56,3 (5)	3,17 (0,98)	0,21 (0,04)	5,15 (1,78)	30,63 (1,50)	0,04 (0,03)	0,11 (0,02)	34,1 (3,5)
UEc	2,39 (0,19)	0,23 (0,02)	4,55 (0,71)	37,43 (1,82)	0,12 (0,01)	0,11 (0,06)	53,7 (1,3)	1,95 (0,32)	0,19 (0,02)	3,09 (0,84)	28,97 (2,65)	0,05 (0,01)	0,13 (0,01)	38,9 (4,3)

**Anexo B** – Modelos lineares generalizados selecionados ( $\Delta AICc < 2$ ) para explicar os teores de nutrientes encontrados nos solos de remanescentes florestais na Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ.

Modelos selecionados/ Valores dos Coeficientes	$\Delta AICc$	AICcWi	$\chi^2$
<b>N0</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtN0} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtN0}) + \beta_4 \text{ ENN}$ $\beta_0 = 0.1637917; \beta_1 = -0.0006465; \beta_2 = 0.1183497; \beta_3 = 0.0067513; \beta_4 = 0.1183497$	0	0,5422	$\text{ENN} = 0.001572^{**}$ $\text{limagri} * \text{ExtN0} = 0.009012^{**}$
<b>N5</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ Arg5} + \beta_3 \text{ decli}$ $\beta_0 = 0.1680699; \beta_1 = 0.0002087; \beta_2 = 0.0006408; \beta_3 = -0.0007944$	0	0,3600	$\text{PARA} = 0.003291^{**}; \text{Arg0} = 0.093206.$ $\text{decli} = 0.019071^*$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg5} + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{decli} * \text{Abos})$ $\beta_0 = 1.778e-01; \beta_1 = 1.759e-07; \beta_2 = 2.454e-04; \beta_3 = 6.758e-04; \beta_4 = -1.860e-03; \beta_5 = -7.957e-04;$ $\beta_6 = 5.054e-05$	1,1	0,2113	$\text{area} = 0.43401; \text{PARA} = 0.03515^*$ $\text{Arg0} = 0.10238$ $\text{decli} = 0.02188^*$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg5} + \beta_4 \text{ decli}$ $\beta_0 = 1.536e-01; \beta_1 = 2.801e-07; \beta_2 = 3.085e-04; \beta_3 = 6.229e-04; \beta_4 = -7.764e-04$	1,6	0,1623	$\text{area} = 0.63031; \text{PARA} = 0.11740$ $\text{Arg0} = 0.07161.; \text{decli} * \text{Abos} = 0.05699.$
<b>C0</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg5} + \beta_4 \text{ decli}$ $\beta_0 = 1.0934305; \beta_1 = 0.0000111; \beta_2 = 0.0055722; \beta_3 = 0.0205280; \beta_4 = -0.0114145$	0	0,2914	$\text{area} = 0.0321954^*; \text{PARA} = 0.0083898^{**}$ $\text{Arg0} = 0.0002446^{***}; \text{decli} = 0.0190075^*$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Arg5} + \beta_5 \text{ decli} + \beta_6 \text{ Ori}$ $\beta_0 = 1.332e+00; \beta_1 = 1.112e-05; \beta_2 = 5.407e-03; \beta_3 = -2.838e-03; \beta_4 = 2.002e-02; \beta_5 = -1.212e-02; \beta_6 = -3.679e-02$	0,8	0,1993	$\text{area} = 0.037243^*; \text{PARA} = 0.018468^*$ $\text{Abos} = 0.637581; \text{Arg0} = 0.000298^{***}$ $\text{decli} = 0.012970^*; \text{Ori} = 0.090296.$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Arg5} + \beta_2 \text{ decli} + \beta_3 \text{ ExtC0} + \beta_4 \text{ ExtC5} + \beta_5 \text{ Ori}$ $\beta_0 = 1.87190; \beta_1 = 0.02324; \beta_2 = -0.01322; \beta_3 = -0.04421; \beta_4 = 0.15880; \beta_5 = -0.05583$	1,2	0,1636	$\text{Arg0} = 1.865e-05^{***}; \text{decli} = 0.006679^{**}$ $\text{ExtC0} = 0.463567; \text{ExtC0} = 0.048228^*$ $\text{Ori} = 0.012955^*$

Continua

**Anexo B – Continuação.**

Modelos selecionados/ Valores dos Coeficientes	$\Delta AICc$	AICcWi	$\chi^2$
<b>C5</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Arg5} + \beta_2 \text{ decli} + \beta_3 \text{ ExtC5} + \beta_4 \text{ Ori}$ $\beta_0 = 2.054712; \beta_1 = -0.002933; \beta_2 = -0.008153; \beta_3 = 0.214896; \beta_4 = -0.045743$	0	0,521	$\text{Arg0} = 0.6104052; \text{decli} = 0.0249152 *$ $\text{ExtC5} = 0.0008367 ***; \text{ExtArg0} = 0.5372757$ $\text{Ori} = 0.0059622 **$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Arg5} + \beta_2 \text{ decli} + \beta_3 \text{ ExtC5} + \beta_4 \text{ ExtArg0} + \beta_5 \text{ Ori}$ $\beta_0 = 2.095804; \beta_1 = -0.002117; \beta_2 = -0.008643; \beta_3 = 0.242441; \beta_4 = -0.002591; \beta_5 = -0.049523$	1,9	0,2053	$\text{Arg0} = 0.4574109; \text{decli} = 0.0306815 *$ $\text{ExtC5} = 0.0001585 ***; \text{Ori} = 0.0068608 **$
<b>P0</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtP0} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtP0}) + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{area} * \text{Abos})$ $\beta_0 = 5.916e+00; \beta_1 = -3.031e-02; \beta_2 = -6.531e-03; \beta_3 = 1.200e-03; \beta_4 = -4.085e-05; \beta_5 = -2.549e-02; \beta_6 = 2.440e-06$	0	0,75	$\text{limagri} * \text{ExtP0} = 2.033e-05 ***$ $\text{area} * \text{Abos} = 0.009401 **$
<b>P5</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtP5} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtP5}) + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{area} * \text{Abos})$ $\beta_0 = 4.190e+00; \beta_1 = -4.743e-02; \beta_2 = 5.606e-03; \beta_3 = 1.227e-03; \beta_4 = -2.311e-05; \beta_5 = -2.046e-02; \beta_6 = 1.203e-06$	0	0,6859	$\text{limagri} * \text{ExtP5} = 3.354e-05 ***$ $\text{area} * \text{Abos} = 0.1202$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtP5} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtP5}) + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{area} * \text{Abos}) +$ $+ \beta_7 \text{ ENN}$ $\beta_0 = 4.263e+00; \beta_1 = -3.472e-02; \beta_2 = 9.173e-03; \beta_3 = 9.890e-04; \beta_4 = -2.519e-05; \beta_5 = -8.043e-03; \beta_6 = 1.123e-06;$ $\beta_7 = -3.587e-03$	1,7	0,2899	$\text{ENN} = 0.43903$ $\text{limagri} * \text{ExtP5} = 0.00235 **$ $\text{area} * \text{Abos} = 0.17048$

Continua



**Anexo B – Continuação.**

Modelos selecionados/ Valores dos Coeficientes	$\Delta AICc$	AICcWi	$\chi^2$
<b>K0</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtK0} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtK0}) + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ area} + \beta_6 \text{ PARA} + \beta_7 (\text{area} * \text{PARA})$ $\beta_0 = 30.9324574; \beta_1 = 0.3186113; \beta_2 = 0.1034793; \beta_3 = -0.0019120; \beta_4 = 0.3476283; \beta_5 = -0.0128538; \beta_6 = -0.0382197;$ $\beta_7 = 0.0004207$	0	0,2874	$\text{decli} = 0.004181 **$ $\text{limagri} * \text{ExtK0} = 0.052969 .$ $\text{area} * \text{PARA} = 0.074645 .$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtK0} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtK0}) + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ area} + \beta_6 \text{ PARA}$ $\beta_0 = 41.4177433; \beta_1 = 0.2950109; \beta_2 = 0.0954348; \beta_3 = -0.0018190; \beta_4 = 0.3297967; \beta_5 = -0.0002195; \beta_6 = -0.0862142$	0,9	0,1872	$\text{decli} = 0.01202 *; \text{area} = 0.03832 *$ $\text{PARA} = 0.03098 *; \text{Abos} = 0.13378$ $\text{limagri} * \text{ExtK0} = 0.06535 .$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtK0} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtK0}) + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ area} + \beta_6 \text{ PARA} + \beta_7 \text{ Abos}$ $\beta_0 = 30.9324574; \beta_1 = 0.3186113; \beta_2 = 0.1034793; \beta_3 = -0.0019120; \beta_4 = 0.3476283; \beta_5 = -0.0128538; \beta_6 = -0.0382197$	0,9	0,1805	$\text{decli} = 0.01202 *; \text{area} = 0.03832 *$ $\text{PARA} = 0.03098 *; \text{Abos} = 0.13378$ $\text{limagri} * \text{ExtK0} = 0.06535 .$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtK0} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtK0}) + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ area} + \beta_7 \text{ PARA} + \beta_8 (\text{area} * \text{PARA})$ $\beta_0 = 34.0392051; \beta_1 = 0.3304060; \beta_2 = 0.0967721; \beta_3 = -0.0018949; \beta_4 = 0.3294633; \beta_5 = 0.1506849; \beta_6 = -0.0101730;$ $\beta_7 = -0.0724055; \beta_8 = 0.0003302$	1,7	0,1255	$\text{decli} = 0.007281 **; \text{Abos} = 0.401382$ $\text{limagri} * \text{ExtK0} = 0.054481 .$ $\text{area} * \text{PARA} = 0.201164$
<b>K5</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtK5} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtK5}) + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ area} + \beta_6 \text{ PARA} + \beta_7 (\text{area} * \text{PARA})$ $\beta_0 = 13.3230952; \beta_1 = 0.2231874; \beta_2 = 0.0650437; \beta_3 = -0.0014996; \beta_4 = 0.1796402; \beta_5 = -0.0247331; \beta_6 = 0.0579179;$ $\beta_7 = 0.0008183$	0	0,469	$\text{decli} = 0.05325 .$ $\text{limagri} * \text{ExtK5} = 0.02661 *$ $\text{area} * \text{PARA} = 1.733e-05 ***$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ ExtK5} + \beta_3 (\text{limagri} * \text{ExtK5}) + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ PARA} + \beta_6 (\text{area} * \text{PARA})$ $\beta_0 = 19.0182585; \beta_1 = 0.2199976; \beta_2 = 0.0661871; \beta_3 = -0.0014614; \beta_4 = -0.0239037; \beta_5 = 0.0460554; \beta_6 = 0.0007902$	1,4	0,231	$\text{limagri} * \text{ExtK5} = 0.03304 *$ $\text{area} * \text{PARA} = 3.893e-05 ***$

Continua

**Anexo B – Continuação.**

Modelos selecionados/ Valores dos Coeficientes	$\Delta AIC_c$	AICcW <sub>i</sub>	$\chi^2$
<b>Mg0</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg0} + \beta_4 \text{ decli}$ $\beta_0 = 4.487e-01$ ; $\beta_1 = -4.094e-06$ ; $\beta_2 = -9.031e-04$ ; $\beta_3 = -2.991e-03$ ; $\beta_4 = 3.466e-03$	0	0,3036	area = 0.002357 **; PARA = 0.094171 . Arg0 = 0.034477 *; decli = 0.005867 **
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ Arg0} + \beta_6 \text{ decli}$ $\beta_0 = 4.680e-01$ ; $\beta_1 = 6.866e-04$ ; $\beta_2 = -4.412e-06$ ; $\beta_3 = -2.586e-04$ ; $\beta_4 = -1.010e-03$ ; $\beta_5 = -2.673e-03$ ; $\beta_6 = 3.407e-03$	0,6	0,2264	limagri= 0.119491; area= 0.001019 **; ENN= 0.442028 PARA =0.066140 . ; Arg0= 0.061490 . ; decli = 0.005954 **
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ Abos} + \beta_3 \text{ Arg0} + \beta_4 \text{ decli}$ $\beta_0 = 3.660e-01$ ; $\beta_1 = -2.292e-06$ ; $\beta_2 = -1.800e-03$ ; $\beta_3 = -3.391e-03$ ; $\beta_4 = 3.758e-03$	1,2	0,1645	area = 0.0005543 ***; Abos= 0.2092636 Arg0= 0.0147716 *; decli= 0.0029931 **
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ decli}$ $\beta_0 = 3.864e-01$ ; $\beta_1 = 8.641e-04$ ; $\beta_2 = -4.552e-06$ ; $\beta_3 = -1.667e-04$ ; $\beta_4 = -1.300e-03$ ; $\beta_5 = 3.580e-03$	1,8	0,1233	limagri= 0.0484841 *; area= 0.0008222 *** ENN = 0.6210507 ; PARA= 0.0155136 * decli= 0.0043047 **
<b>Mg5</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg5}$ $\beta_0 = 3.652e-01$ ; $\beta_1 = 1.923e-04$ ; $\beta_2 = -3.228e-06$ ; $\beta_3 = -7.174e-04$ ; $\beta_4 = -6.783e-04$ ; $\beta_5 = 2.802e-03$ ; $\beta_6 = -1.748e-03$	0	0,1757	limagri= 0.535734; area= 0.001026 ** PARA= 0.083291 . ; ENN= 0.006529 ** Abos= 0.019662 *; Arg5= 0.072040 .
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg5} + \beta_7 \text{ decli} + \beta_8 \text{ ExtMg5} + \beta_9 \text{ ExtArg5} + \beta_{10} \text{ Ori}$ $\beta_0 = 3.131e-01$ ; $\beta_1 = 6.257e-04$ ; $\beta_2 = -2.914e-06$ ; $\beta_3 = -4.792e-04$ ; $\beta_4 = -7.477e-04$ ; $\beta_5 = 4.311e-03$ ; $\beta_6 = -9.116e-04$ ; $\beta_7 = 8.841e-04$ ; $\beta_8 = -9.509e-02$ ; $\beta_9 = -1.571e-03$ ; $\beta_{10} = 6.450e-03$	0,7	0,1244	limagri= 0.104825; area= 0.002662 ** PARA= 0.241120; ENN= 0.015878 *; Ori = 0.113307 Abos= 0.001332 **; Arg5= 0.354268; decli= 0.290112 ExtMg5= 0.087600 . ; ExtArg0= 0.049476 *

Continua

**Anexo B – Continuação.**

Modelos selecionados/ Valores dos Coeficientes	$\Delta AIC_c$	AICcW <sub>i</sub>	$\chi^2$
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg5} + \beta_7 \text{ Ori}$ $\beta_0 = 3.488e-01; \beta_1 = 2.006e-04; \beta_2 = -3.329e-06; \beta_3 = -6.846e-04; \beta_4 = -8.116e-04; \beta_5 = 3.252e-03; \beta_6 = -1.736e-03;$ $\beta_7 = 4.862e-03$	0,9	0,1097	limagri= 0.5162481; area= 0.0007077 ***; PARA= 0.0971994 . ENN= 0.0030647 ** ; Abos= 0.0097742 ** Arg0= 0.0725201 . ; Ori= 0.2402340
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos}$ $\beta_0 = 3.157e-01; \beta_1 = 3.150e-04; \beta_2 = -3.351e-06; \beta_3 = -9.236e-04; \beta_4 = -6.237e-04; \beta_5 = 2.876e-03$	1	0,109	limagri= 0.3055531; area= 0.0007541 *** PARA= 0.0225727 * ; ENN= 0.0126344 * Abos= 0.0180538 *
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg5} + \beta_7 \text{ decli} + \beta_8 \text{ ExtArg0} + \beta_9 \text{ Ori}$ $\beta_0 = 3.408e-01; \beta_1 = 2.168e-04; \beta_2 = -3.190e-06; \beta_3 = -5.002e-04; \beta_4 = -9.690e-04; \beta_5 = 3.675e-03; \beta_6 = -1.310e-03;$ $\beta_7 = 7.750e-04; \beta_8 = -1.364e-03; \beta_9 = 5.676e-03$	1,2	0,0983	limagri= 0.4770049; area= 0.0010108 ** PARA= 0.2263851; ENN= 0.0007601 *** Abos= 0.0046416 ** ; Arg5= 0.1766081; decli= 0.3576193 ExtArg0= 0.0874433 . ; Ori= 0.1652036
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg5} + \beta_7 \text{ decli} + \beta_8 \text{ Ori}$ $\beta_0 = 3.128e-01; \beta_1 = 1.781e-04; \beta_2 = -3.191e-06; \beta_3 = -6.075e-04; \beta_4 = -8.045e-04; \beta_5 = 3.069e-03; \beta_6 = -1.647e-03;$ $\beta_7 = 1.065e-03; \beta_8 = 5.291e-03$	1,7	0,0758	limagri= 0.562500; area= 0.001149 ** PARA= 0.142309; ENN= 0.003139 ** Abos= 0.014640 *; Arg5= 0.086874 . decli= 0.202710; Ori= 0.200091
<b>Ca0</b>			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ decli}$ $\beta_0 = 3.084e-01; \beta_1 = 2.168e-03; \beta_2 = -4.863e-06; \beta_3 = 1.525e-03; \beta_4 = -2.823e-03; \beta_5 = 4.676e-03$	0	0,2405	limagri= 0.009874 ** ; area= 0.057244 . ENN= 0.018966 * ; PARA= 0.006061 ** decli= 0.048704 *
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ Arg0} + \beta_6 \text{ decli}$ $\beta_0 = 4.327e-01; \beta_1 = 1.897e-03; \beta_2 = -4.650e-06; \beta_3 = 1.385e-03; \beta_4 = -2.380e-03; \beta_5 = -4.077e-03; \beta_6 = 4.412e-03$	0,1	0,2335	limagri= 0.02561 *; area= 0.06693 . ENN= 0.03310 * ; PARA= 0.02442 * Arg0= 0.13599; decli= 0.06114 .

Continua

**Anexo B – Continuação.**

Modelos selecionados/ Valores dos Coeficientes	$\Delta AICc$	AICcWi	$\chi^2$
<p style="text-align: center;"><b>Ca5</b></p> <p><math>y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg5} + \beta_4 \text{ decli} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 (\text{decli} * \text{Abos})</math>  <math>\beta_0 = 3.672e-01; \beta_1 = -4.136e-06; \beta_2 = -1.426e-03; \beta_3 = -2.736e-03; \beta_4 = 1.285e-04; \beta_5 = 6.226e-04; \beta_6 = 1.039e-04</math></p>	0	0,1776	area= 0.006258 **; PARA= 0.026473 * Arg0= 0.073779 . ; decli*Abos= 0.334678
<p><math>y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Arg5} + \beta_4 \text{ decli}</math>  <math>\beta_0 = 3.090e-01; \beta_1 = -3.360e-06; \beta_2 = -9.488e-04; \beta_3 = -2.857e-03; \beta_4 = 2.569e-03</math></p>	0,1	0,1654	area= 0.02242 *; PARA= 0.11034 Arg5= 0.06622 . ; decli= 0.06169 .
<p><math>y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Arg5} + \beta_5 \text{ decli} + \beta_6 \text{ Ori}</math>  <math>\beta_0 = 3.097e-01; \beta_1 = -4.161e-06; \beta_2 = -1.435e-03; \beta_3 = 3.348e-03; \beta_4 = -2.816e-03; \beta_5 = 2.300e-03; \beta_6 = 1.740e-03</math></p>	0,8	0,1161	area= 0.006152 **; PARA= 0.026744 * Abos= 0.050831 . ; Arg0= 0.066480 . decli= 0.092968 . ; Ori= 0.775672
<p><math>y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ Abos} + \beta_3 \text{ Arg5} + \beta_4 \text{ decli}</math>  <math>\beta_0 = 1.683e-01; \beta_1 = -1.166e-06; \beta_2 = 1.722e-03; \beta_3 = -3.602e-03; \beta_4 = 2.645e-03</math></p>	1,5	0,0838	area= 0.10454 ; Abos= 0.27556 Arg5= 0.01871 * ; decli= 0.05549 .
<p><math>y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg5}</math>  <math>\beta_0 = 3.733e-01; \beta_1 = 6.762e-04; \beta_2 = -4.671e-06; \beta_3 = -1.859e-03; \beta_4 = 1.286e-04; \beta_5 = 4.217e-03; \beta_6 = -2.564e-03</math></p>	1,9	0,0693	limagri= 0.181202; area= 0.003295 ** PARA=0.006168 ** ; ENN= 0.747228 Abos= 0.030369 * ; Arg0= 0.103757

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

## Capítulo II

**ANEXO C** – Lista de espécies amostradas nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica de Guapi-Macacu, RJ, seus respectivos locais de ocorrência, grupo ecológico (GE) e valor de importância geral (VI). Heliófila; E: Esciófila.

Família/Espécies	GE	UIp1	UIp2	UIp3	UEp	UIm	UEm1	UEm2	UEm3	UIg	UEg1	UEg2	UIc1	UIc2	UEc	VI
<b>Anacardiaceae</b>																
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	H	X							X			X	X		X	10,6
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	H	X	X	X	X		X		X		X	X	X		X	67,4
<b>Annonaceae</b>																
<i>Annona cacans</i> Warm.	H													X		2,2
<i>Annona mucosa</i> Jacq.	NC							X		X						3,8
<i>Annonaceae</i> sp.	NC			X			X				X					16,9
<i>Duguetia pohliana</i> Mart.	NC			X					X		X					6,6
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	H	X			X	X		X								13
<i>Guatteria candolleana</i> Schltld.	H							X								1,6
<i>Guatteria ferruginea</i> A.St.-Hil.	H				X	X				X						1,2
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltld.	E			X				X	X					X		14
<i>Guatteria</i> sp.1	NC											X				2,3
<i>Guatteria</i> sp.2	NC											X	X			5,3
<i>Trigynaea oblongifolia</i> Schltld.	NC				X	X	X					X	X			21
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	H		X	X			X	X								11,2
<b>Apocynaceae</b>																
<i>Aspidosperma</i> sp.	E						X									1,9
<i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson	H			X								X			X	3,6
<i>Malouetia cestroides</i> (Nees ex Mart.) Müll.Arg.	H		X	X					X							12,8
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	H				X							X	X		X	6,3
<b>Aquifoliaceae</b>																
<i>Ilex</i> sp.	NC											X	X			3

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<b>Araliaceae</b>																
<i>Dendropanax</i> sp.	NC										X					1,9
<i>Schefflera longipetiolata</i> (Pohl ex DC.) Frodin & Fiaschi	E														X	1,5
<i>Schefflera</i> sp.	NC								X							1
<b>Areceaceae</b>																
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	H											X			X	10,6
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	H	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	307,5
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	E												X			17,4
<b>Asteraceae</b>																
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	H					X	X	X				X		X	X	20,7
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	H		X								X			X		11
<i>Stiffia chrysantha</i> J.C.Mikan	NC		X													2,4
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	H	X	X		X	X	X			X	X					35,8
<b>Bignoniaceae</b>																
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	E								X							1,3
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	E				X	X	X	X		X		X	X	X		18,2
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.	H		X											X		6,9
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	H				X		X			X		X	X			31,9
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	H		X	X						X	X	X				12,7
<i>Tabebuia</i> sp.	NC												X			1,1
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	H		X	X		X				X				X		21,3
<i>Cordia superba</i> Cham.	H										X					0,9
<i>Cordia taguahyensis</i> Vell.	H			X					X							2,5
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	H	X			X			X						X	X	8,3

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<b>Burseraceae</b>																
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	H	X					X									2,31
<b>Calophyllaceae</b>																
<i>Kielmeyera insignis</i> Saddi	NC		X											X		2,6
<b>Cannabaceae</b>																
<i>Trema micranta</i> (L.)B.	H	X				X										11,21
<b>Caricaceae</b>																
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	E						X				X					2,3
<b>Celastraceae</b>																
<i>Maytenus brasiliensis</i> Mart.	E										X					4,93
<i>Maytenus communis</i> Reissek	H											X	X		X	5,98
<b>Chrysobalanaceae</b>																
<i>Couepia schottii</i> Fritsch	E										X					0,84
<i>Couepia</i> sp.	NC											X				2,17
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	E	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X		X	40,87
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kuntze	E		X													2,88
<i>Licania riedelii</i> Prance	E		X													1,33
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	E	X						X	X	X		X			X	15,73
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	E										X			X		5,83
<b>Clethraceae</b>																
<i>Clethra scabra</i> Pers.	H			X									X	X		7,48
<b>Clusiaceae</b>																
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	E								X		X	X	X			6,14
<b>Combretaceae</b>																
<i>Terminalia januariensis</i> D.C.	E								X		X					2,8

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Terminalia</i> sp.	NC						X									1,6
<b>Elaeocarpaceae</b>																
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	H				X		X	X		X		X	X	X	X	14,63
<b>Erythroxylaceae</b>																
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	E						X	X								3,5
<b>Euphorbiaceae</b>																
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	H		X						X		X					28,4
<i>Alchornea</i> sp.1	H												X			1,16
<i>Alchornea</i> sp.2	H		X													3,27
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	H	X			X	X				X			X		X	59,6
<i>Algernonia leandrii</i> (Baill.) G.L.Webster	E		X	X					X		X					17,73
<i>Algernonia obovata</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	H								X							1,38
<i>Algernonia riedelii</i> (Müll.Arg.) G.L.Webster	E								X							1,16
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	H	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	93
<i>Croton</i> sp.1	NC														X	2,31
<i>Croton</i> sp.2	NC				X		X									5,1
<i>Croton urucurana</i> Baill.	H							X					X			3,03
<i>Euphorbiaceae</i> sp.	NC												X			3,22
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	H											X	X			9,2
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	H						X	X	X		X		X		X	75,45
<i>Pausandra</i> sp.	NC								X		X					8,34
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	H												X			3,17
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	E						X	X	X		X	X	X		X	64,17
<b>Fabaceae</b>																
<i>Abarema limae</i> Iganci & M. P. Morim	NC													X		1,92

Continua



**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	H	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					43,57
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	H				X	X	X	X		X	X	X	X			37,3
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	E	X								X					X	9,23
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	H			X								X	X			7,9
<i>Andira ormosioides</i> Benth.	H								X							3,32
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	H		X	X		X	X	X		X				X		42,71
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	E	X			X		X	X						X	X	15,7
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	H			X												1,08
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	H			X				X								2,44
<i>Fabaceae</i> sp.1	NC				X	X	X			X		X	X		X	21,28
<i>Fabaceae</i> sp.2	NC														X	2,99
<i>Fabaceae</i> sp.3	NC											X	X		X	5,87
<i>Fabaceae</i> sp.4	NC														X	4,99
<i>Fabaceae</i> sp.5	NC														X	1,04
<i>Inga capitata</i> Desv.	H					X	X				X		X		X	16,34
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	H						X						X			4,94
<i>Inga vera</i> Wild.	H												X			2,72
<i>Inga</i> sp.1	NC								X							0,86
<i>Inga</i> sp.2	NC													X		2,81
<i>Lonchocarpus</i> sp.	NC			X										X		2,86
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	H			X					X							4,78
<i>Machaerium</i> sp.1	NC											X				16,52
<i>Machaerium</i> sp.2	NC													X		1,29
<i>Melanoxylon brauna</i> Schott	E															6
<i>Moldenhawera polysperma</i> (Vell.) Stellfeld	NC								X		X					3,33

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Peltogyne angustiflora</i> Ducke	E								X							0,81
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	H					X										9,65
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	H		X	X					X					X		39,6
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	H		X			X					X	X		X		13,16
<i>Senegalia polyphylla</i> (D.C.) Britton & Rose	H			X										X		3,32
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	H	X				X	X	X								10,76
<i>Swartzia apetala</i> Raddi var. <i>apetala</i>	E			X												2,07
<i>Tachigali friburgensis</i> (Harms) L.G.Silva & H.C.Lima	E		X						X							8,57
<i>Tachigali pilgeriana</i> (Harms) Oliveira-Filho	H						X									3,96
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	E		X													1,32
<i>Tachigali</i> sp.	NC				X											9,12
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	E			X						X						7,11
<b>Indeterminadas</b>																
Indet 1	NC											X			X	7,1
Indet 2	NC											X			X	9,95
Indet 3	NC											X	X			12,82
Indet 4	NC						X									1,23
Indet 5	NC												X			0,84
Indet 6	NC												X			3,31
Indet 7	NC												X		X	7,9
Indet 8	NC												X			5,45
Indet 9	NC			X							X					4,21
Indet 10	NC			X												2,86
Indet 11	NC													X		2,16
Indet 12	NC										X					1,02

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
Indet 13	NC										X					0,84
Indet 14	NC								X							0,87
Indet 15	NC								X							0,87
Indet 16	NC										X					0,97
Indet 17	NC								X							0,96
Indet 18	NC								X							1,04
Indet 19	NC								X							2,34
Indet.20	NC										X					0,85
Indet 21	NC								X							0,94
<b>Lacistemataceae</b>											X					1,05
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	H	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	88,97
<b>Lamiaceae</b>																
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	H						X									1
<i>Lamiaceae</i> sp.	NC								X					X		3,97
<b>Lauraceae</b>																
<i>Aniba</i> sp.1	NC		X						X		X			X		14,44
<i>Aniba</i> sp.2	NC			X												0,99
<i>Cryptocarya riedeliana</i>	E										X					0,9
<i>Cryptocarya</i> sp.	NC			X					X		X					3,5
<i>Endlicheria glomerata</i> Mez	E								X							1,09
<i>Lauraceae</i> sp.1	NC											X			X	3,97
<i>Lauraceae</i> sp.2	NC		X													2,71
<i>Lauraceae</i> sp.3	NC														X	2,2
<i>Lauraceae</i> sp.4	NC										X					1,47
<i>Licaria bahiana</i> Kurz	H		X	X					X		X			X		38,93

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	E	X			X	X	X	X		X		X	X		X	73,06
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	H	X		X	X	X	X	X		X						40,34
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	H	X								X					X	3,69
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	E										X					0,85
<i>Ocotea elegans</i> Mez	E			X				X								9,61
<i>Ocotea nitida</i> (Meisn.) Rohwer	E			X							X			X		3,5
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	E										X				X	2,77
<i>Ocotea</i> sp.1	E		X	X					X							5,6
<i>Ocotea</i> sp.2	E			X					X					X		4,71
<i>Ocotea</i> sp.3	E										X					0,85
<i>Ocotea</i> sp.4	E								X							0,88
<i>Ocotea</i> sp.5	E			X					X							3,69
<i>Ocotea</i> sp.6	E			X												1,85
<i>Ocotea</i> sp.7	E		X	X												4,92
<i>Ocotea</i> sp.8	E								X							2,2
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> (Meisn.) Rohwer ex Madriñán	H						X	X		X						14,79
<i>Urbanodendron bahiense</i> (Meisn.) Rohwer	E						X	X				X	X		X	18,52
<b>Lecythidaceae</b>																
<i>Lecythis lanceolata</i> Poir.	E			X					X						X	5,48
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	E	X		X		X	X	X		X		X				17,73
<b>Malpighiaceae</b>																
<i>Byrsonima japurensis</i> A.Juss.	H						X								X	3,74
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	H	X		X		X	X	X	X	X					X	55,39
<b>Malvaceae</b>																
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	H												X			3,51

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	E						X				X				X	7,01
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	H				X	X	X									7,51
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	H			X					X							3,92
<b>Melastomataceae</b>																
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	H							X								1,47
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	H		X		X		X	X		X			X	X	X	80,28
<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.	NC		X	X												6,64
<i>Miconia lepidota</i> D.C.	H	X				X		X		X			X		X	23,89
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	H	X		X	X	X	X	X		X			X			66,11
<i>Miconia</i> sp.1	NC				X										X	6,5
<i>Miconia</i> sp.2	NC														X	1,75
<i>Miconia</i> sp.3	NC														X	4,02
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	H				X	X	X	X								24,85
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	H							X						X		44,5
<b>Meliaceae</b>																
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	H	X		X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	64,04
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	E	X		X	X	X		X								15,92
<i>Cedrela odorata</i> L.	E				X											5,8
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	H	X		X	X	X				X	X	X	X	X	X	61,74
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	E									X						1,21
<i>Meliaceae</i> sp.	NC											X				1,05
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	E			X												3,24
<b>Monimiaceae</b>																
<i>Macropeltus ligustrinus</i> (Tul.) Perkins	NC						X									0,84
<i>Macrotorus utriculatus</i> (Mart.) Perkins	H								X							4,29

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Mollinedia</i> sp.1	NC											X				1,01
<i>Mollinedia</i> sp.2	NC								X							2,35
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	NC		X								X					2,46
<b>Moraceae</b>																
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	H									X	X					4,34
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	H	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X		X	96,04
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	E			X							X					10,25
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	H	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	137,6
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlm.) Carauta	E	X					X	X		X			X		X	32,37
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	E			X					X		X			X		14,52
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	H					X		X				X	X		X	12,5
<b>Myristicaceae</b>																
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	H								X		X	X	X		X	37,96
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	E								X		X			X		11,48
<b>Myrtaceae</b>																
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	E										X			X		12,18
<i>Calyptranthes</i> sp.1	NC						X									0,86
<i>Calyptranthes</i> sp.2	NC										X					1,11
<i>Calyptranthes</i> sp.3	NC		X								X					3,33
<i>Calyptranthes</i> sp.4	NC										X					0,9
<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess) D. Legrand ex Landrum	E						X									0,86
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	H										X			X		4,37
<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	E								X							1,41
<i>Eugenia candolleana</i> D.C.	H	X			X	X	X								X	29,19
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	E													X		1,24

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Eugenia zuccarinii</i> O.Berg	E													X		1,66
<i>Eugenia expansa</i> Spring ex Mart.	E						X	X								4,99
<i>Eugenia florida</i> D.C.	H	X						X	X	X		X	X		X	24,49
<i>Eugenia magnifica</i> Spring ex Mart.	NC								X					X		3,24
<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	E								X							1,63
<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	E		X	X			X			X	X			X		11,36
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	H	X		X	X		X				X				X	12,83
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	NC										X					1,13
<i>Eugenia</i> sp.1	NC											X				1,43
<i>Eugenia</i> sp.2	NC										X					0,83
<i>Eugenia sulcata</i> Spring ex Mart.	H													X		8,29
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	H									X						4,23
<i>Eugenia umbrosa</i> O.Berg	E										X					0,83
<i>Eugenia villaenovae</i> Kiaersk.	E										X			X		2,15
<i>Eugenia xanthoxyloides</i> Cambess.	NC													X		11,35
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	E								X					X		4,3
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	E							X								1,91
<i>Myrceugenia</i> sp.	NC								X		X					2,69
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	E								X							1,33
<i>Myrcia fenziiana</i> O.Berg	NC								X		X			X		5,14
<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner	E						X	X			X					4,78
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	E							X		X			X		X	12,48
<i>Myrcia crocea</i> Kiaersk.	E													X		1,42
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	E										X					1,15
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	E	X					X	X								5,5

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Myrcia</i> sp.1	NC												X		X	10,46
<i>Myrcia</i> sp.2	NC														X	3,42
<i>Myrcia spectabilis</i> D.C.	E			X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	30,04
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	H	X			X	X							X		X	10,59
<i>Myrcia tijuensis</i> Kiaersk.	E								X							0,88
<i>Myrtaceae</i> sp.1	NC													X		3,82
<i>Myrtaceae</i> sp.2	NC		X													1,32
<i>Myrtaceae</i> sp.3	NC								X							1,93
<i>Myrtaceae</i> sp.4	NC								X		X					2,9
<i>Myrtaceae</i> sp.5	NC										X					0,86
<i>Myrtaceae</i> sp.6	NC										X					0,84
<i>Myrtaceae</i> sp.7	NC								X							1,74
<i>Myrtaceae</i> sp.8	NC								X							1,85
<i>Myrtaceae</i> sp.9	NC			X												1,59
<i>Myrtaceae</i> sp.10	NC										X					0,83
<i>Myrtaceae</i> sp.11	NC								X							0,93
<i>Myrtaceae</i> sp.12	NC											X			X	3,1
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	E			X					X		X					7,22
<i>Psidium myrtoides</i> O.Berg	H										X					1,5
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	H			X												4,23
<b>Nyctaginaceae</b>																
<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell	H		X								X					5,58
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	H	X	X	X			X	X	X		X	X	X		X	37,92
<b>Ochnaceae</b>																
<i>Ouratea bahiensis</i> Sastre	H												X			5,15

Continua



**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Ouratea parviflora</i> (A.DC.) Baill.	H											X				1,81
<i>Ouratea</i> sp.	NC						X									0,94
<b>Olacaceae</b>																
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	H													X	X	3,63
<b>Opiliaceae</b>																
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	H						X					X				1,88
<b>Peraceae</b>																
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	H		X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	40,05
<b>Phyllanthaceae</b>																
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	H			X												2,86
<b>Phytolaccaceae</b>																
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	E													X		3,21
<b>Picramniaceae</b>																
<i>Picramnia ciliata</i> Mart.	NC							X								1,55
<b>Piperaceae</b>																
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	E					X										2,32
<b>Polygonaceae</b>																
<i>Polygonaceae</i> sp.1	NC										X					2,01
<i>Polygonaceae</i> sp.2	NC	X			X											4,81
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	E										X					4,87
<b>Primulaceae</b>																
<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	E							X								0,92
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	H												X			0,84
<i>Myrsine</i> sp.	NC														X	0,78
<b>Proteaceae</b>																

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Roupala longepetiolata</i> Pohl.	E							X				X		X	X	10,86
<b>Rhamnaceae</b>																
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	H										X					1,13
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	H		X													2,07
<b>Rubiaceae</b>																
<i>Alseis floribunda</i> Schott	E			X												0,9
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f	E		X						X		X					6,36
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	E											X	X			2,72
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	E	X			X	X	X	X		X		X	X		X	31,57
<i>Coussarea accedens</i> Müll.Arg.	NC		X								X					3,26
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	E				X	X		X								8,76
<i>Coussarea graciliflora</i> (Mart.) Müll.Arg.	E	X			X	X	X			X		X	X		X	29,71
<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll.Arg.	H		X	X					X		X					7,96
<i>Coussarea</i> sp.	NC											X				1,67
<i>Faramea multiflora</i> A.Rich. ex DC.	E									X						4,09
<i>Posoqueria</i> sp.	NC						X									0,94
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	H						X									1,82
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	H	X			X	X		X		X		X	X		X	62,87
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	H			X												0,93
<i>Psychotria</i> sp.	NC	X			X					X						8,11
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	H				X		X			X		X	X		X	21,14
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	H		X								X					3,31
<i>Rubiaceae</i> sp.	NC														X	0,78
<i>Rudgea</i> sp.	NC														X	4,22
<i>Simira viridiflora</i> (Allemão & Saldanha) Steyerm.	E				X											5,89

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<b>Rutaceae</b>																
<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck	H					X										3,69
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	E							X		X						5,96
<i>Pilocarpus giganteus</i> Engl.	E							X		X						5,69
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> subsp. <i>rugosum</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Reynel	H													X		3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	H						X	X				X	X		X	11,26
<b>Salicaceae</b>																
<i>Banara serrata</i> (Vell.) Warb.	H							X				X			X	4,99
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	H											X		X		3,34
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	H			X	X			X				X	X	X		14,22
<b>Sapindaceae</b>																
<i>Allophylus</i> sp.	NC											X	X		X	6,28
<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	H														X	2,53
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	H		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	54,23
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	H	X			X	X	X	X		X			X			51,64
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	E	X	X	X			X	X	X	X	X			X		58,35
<i>Cupania schizoneura</i> Radlk.	E	X			X	X		X					X			27,49
<i>Cupania</i> sp.	H	X			X	X										10,14
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	H	X			X		X			X		X	X		X	22,22
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	H								X							2,7
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	H			X					X	X			X			11,64
<i>Sapindaceae</i> sp.	NC											X				1,06
<i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk.	H				X	X										3,84
<i>Toulicia laevigata</i> Radlk.	H								X		X					2,73
<b>Sapotaceae</b>																

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	E								X		X	X			X	6,23
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	E			X	X		X	X	X		X				X	31,72
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler) Pierre	E			X					X		X					6,01
<i>Micropholis gardneriana</i> (A.DC.) Pierre	NC									X						1,46
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	E			X												1,5
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	E						X	X				X	X		X	19,29
<i>Pouteria durlandii</i> (Standl.) Baehni	E			X					X							5,15
<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni	E											X				3,84
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	E					X	X				X		X		X	20,43
<i>Pouteria</i> sp.1	E								X		X					9,41
<i>Pouteria</i> sp.2	E								X							0,8
<i>Pouteria</i> sp.3	E								X							4,23
<i>Pouteria</i> sp.4	E										X					0,86
<i>Pouteria</i> sp.5	E										X					2,85
<i>Pouteria</i> sp.6	E								X		X					6,63
<i>Pradosia kuhlmannii</i> Toledo	E								X		X					4,28
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	E			X												2,24
<i>Sapotaceae</i> sp.1	NC										X					3,18
<i>Sapotaceae</i> sp.2	NC														X	5,32
<i>Sapotaceae</i> sp.3	NC														X	2,36
<i>Sapotaceae</i> sp.4	NC														X	0,97
<b>Simaroubaceae</b>																
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	H							X								2,77
<b>Siparunaceae</b>																
<i>Siparuna reginae</i> (Tul.) A.DC.	H			X					X		X	X		X		16,65

Continua

**ANEXO C – Continuação.**

<b>Família/Espécies</b>	<b>GE</b>	<b>UIp1</b>	<b>UIp2</b>	<b>UIp3</b>	<b>UEp</b>	<b>UIm</b>	<b>UEm1</b>	<b>UEm2</b>	<b>UEm3</b>	<b>UIg</b>	<b>UEg1</b>	<b>UEg2</b>	<b>UIc1</b>	<b>UIc2</b>	<b>UEc</b>	<b>VI</b>
<i>Siparuna bifida</i> (Poepp. & Endl.) A.DC.	H								X							2,9
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	H	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	64,84
<b>Solanaceae</b>																
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	H	X														1,88
<i>Capsicum campylopodium</i> Sendtn.	H	X				X										11,72
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	H									X						1,19
<i>Solanum</i> sp.	H											X				1,73
<b>Urticaceae</b>																
<i>Cecropia glaziovii</i> Snelh.	H										X			X		9,06
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	H	X	X		X	X	X		X		X			X	X	47,43
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	E											X				2,35
<b>Verbenaceae</b>																
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	H									X						3,31
<b>Violaceae</b>																
<i>Amphirrhox longifolia</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	E												X			1,29
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	H		X	X					X		X					21,81