



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

**LAURA CRISTINA PANTALEÃO**

**FATORES CLIMÁTICOS DETERMINAM A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E  
FILOGENÉTICA DE PLANTAS HERBÁCEAS NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

Prof. Dr. GENISE VIEIRA FREIRE  
Orientadora

Msc. THIAGO DE AZEVEDO AMORIM  
Co-orientador

SEROPÉDICA, RJ  
DEZEMBRO – 2016



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

**LAURA CRISTINA PANTALEÃO**

**FATORES CLIMÁTICOS DETERMINAM A DIVERSIDADE TAXONÔMICA  
E FILOGENÉTICA DE PLANTAS HERBÁCEAS NO ESTADO DO RIO DE  
JANEIRO**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheira Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Dr. GENISE VIEIRA FREIRE  
Orientadora

Msc. THIAGO DE AZEVEDO AMORIM  
Co-orientador

SEROPÉDICA, RJ  
DEZEMBRO – 2016



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

**LAURA CRISTINA PANTALEÃO**

**FATORES CLIMÁTICOS DETERMINAM A DIVERSIDADE TAXONÔMICA  
E FILOGENÉTICA DE PLANTAS HERBÁCEAS NO ESTADO DO RIO DE  
JANEIRO**

Monografia aprovada em 1 de dezembro de 2016.

Banca Examinadora:

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Genise Vieira Freire – UFRRJ  
Orientadora

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Jacira Rabelo Lima – UFRRJ  
Membro

---

Prof. Dr. Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero – UFRRJ  
Membro

## AGRADECIMENTOS

Sou imensamente grata a tudo e todos que contribuíram de alguma forma durante todo o período da graduação e principalmente aqueles que me ajudaram para a concretização desse trabalho.

Ao meu pai e minha mãe que sempre batalharam para que eu estivesse aqui firme nessa jornada, sempre me incentivando e me motivando em tudo o que faço.

A todos os mestres que contribuíram com meu aprendizado ao longo da graduação. Ao Thiago Amorim pelo incentivo para a realização desse trabalho, boa vontade e por todos os momentos que parou o que estava fazendo para me ensinar algo sobre ecologia, botânica, estatística, inglês, ou qualquer outra coisa que agregasse conhecimento. A professora Genise que se dispôs em me orientar e que se dedicou ao trabalho com carinho e não nos abandonou. Ao professor Jerônimo Boelsums que recém chegado a Universidade me acolheu na sua equipe e está me dando a oportunidade de adquirir novos conhecimentos e novos trabalhos. Ao professor André Freitas por me receber nas reuniões do Laboratório de Ecologia Florestal e Biologia Florestal me dando a oportunidade de aprender um pouco mais sobre o universo dos ecólogos, em especial a estatística. A amiga Pamela Moser, da UnB pelas contribuições e ajuda na reta final. A todos os outros mestres que me fizeram enxergar o mundo de outra forma, o meu muito obrigada. A comissão examinadora por aceitar o convite e contribuir com o trabalho.

A todos os amigos que fiz nesses anos de Rural, a turma de Engenharia Florestal 2011-2 e as amigas-irmãs do quarto F2-201. Amigos de todos os momentos, dos estudos as festas, dos dias de mesa farta aos dias do pão com ovo.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, ao Departamento de Botânica e ao Instituto de Florestas pela oportunidade de crescer, aprender, evoluir e me tornar uma Engenheira Florestal!

Esse ciclo se encerra, mas já deixo avisado que não paro por aqui. Ainda há muitas coisas que quero construir!

## RESUMO

O estado do Rio de Janeiro apresenta grande heterogeneidade climática e ambiental, que pode exercer influência na estrutura de comunidades vegetais, como as plantas herbáceas. A Mata Atlântica, apesar de seu elevado grau de degradação ainda é um dos biomas que apresenta maior biodiversidade global. Portanto, identificar e entender os processos que contribuem na estruturação de comunidades torna-se fundamental para a conservação desse bioma. O objetivo deste estudo foi testar a influência de fatores climáticos (temperatura média anual e pluviosidade anual) e espaciais (área das unidades amostrais e distância geográfica entre as unidades amostrais) na diversidade taxonômica e filogenética de plantas herbáceas terrícolas em 17 áreas naturais protegidas localizadas no estado do Rio de Janeiro e inferir qual teoria se relaciona com a estrutura de comunidades herbáceas, se é a teoria de nicho ou a teoria de biodiversidade e biogeografia. Pesquisamos a flora em herbários virtuais, trabalhos científicos e planos de manejo das áreas protegidas. Verificamos a nomenclatura e buscamos por sinônimos em [www.floradobrasil.jbrj.gov.br](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br). Calculamos a distância filogenética média (MPD) por unidade amostral e regressões para testar o efeito das variáveis climáticas e da área sobre a riqueza taxonômica de espécies e o MPD. Testamos a autocorrelação entre distância geográfica das unidades amostrais e a sua respectiva composição florística e filogenética por meio do teste de rotação de Procrustes. Finalmente, testamos a influência da temperatura média anual, pluviosidade e área das unidades amostrais sobre a variação da composição florística e filogenética por meio de uma análise de variância multivariada de distância de matrizes. As famílias com maior riqueza de espécies foram Orchidaceae, Bromeliaceae, Poaceae, Asteraceae, Cyperaceae, Pteridaceae e Dryopteridaceae. A riqueza de espécies e temperatura média anual tiveram relação significativa e negativa. MPD e pluviosidade tiveram uma relação do tipo parábola, onde os valores intermediários de pluviosidade determinaram os maiores valores de MPD. A área das unidades amostrais não influenciou na riqueza taxonômica de espécies e no MPD. Não houve autocorrelação espacial entre as áreas e sua composição florística e filogenética. A temperatura média anual e pluviosidade influenciaram na variação da composição florística. Somente a temperatura esteve relacionada com a variação na composição filogenética. Os resultados indicaram haver influência dos fatores climáticos, mas não dos fatores espaciais elencados sobre a diversidade taxonômica e filogenética de plantas herbáceas no estado do Rio de Janeiro. Dessa forma, assumimos que a teoria de nicho explica melhor a composição de espécies herbáceas do que a teoria de biodiversidade e biogeografia. Considerando o cenário de mudanças climáticas globais, alterações que possam tornar o ambiente progressivamente quente e seco tenderão a contribuir para a perda de diversidade taxonômica e filogenética de plantas herbáceas no estado do Rio de Janeiro. Nesse sentido, nossos resultados poderão constituir em importantes ferramentas para o manejo e conservação de remanescentes florestais.

Palavras-chave: gradiente ambiental, Mata Atlântica, diversidade alfa e beta, teoria de nicho, teoria neutra da biodiversidade e biogeografia.

## ABSTRACT

The state of Rio de Janeiro has great climatic and environmental heterogeneity, which may influence the structure of plant communities, such as herbaceous plants. The Atlantic Forest despite its high degree of degradation is still one of the biomes that presents the highest global biodiversity. Therefore, identifying and understanding the processes that contribute to the structuring of communities becomes fundamental for the conservation of this biome. The aim of this study was to test the influence of climatic (mean annual temperature and annual rainfall) and spatial factors (sample area and geographic distance between sample units) on the taxonomic and phylogenetic diversity of herbaceous earthy plants in 17 protected natural areas located in the State of Rio de Janeiro and to infer which theory relates to the structure of herbaceous communities, whether it is the niche theory or the theory of biodiversity and biogeography.. We researched the flora in virtual herbarium, scientific works and plans of management of the protected areas. We checked the nomenclature and searched for synonyms in [www.floradobrasil.jbrj.gov.br](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br). We calculated the mean phylogenetic distance (MPD) per sampling unit. We performed regressions to test the effect of climatic variables and area on species richness and MPD. We tested the autocorrelation between geographic distance of the sample units and their floristic and phylogenetic composition by means of the Procrustes rotation test. Finally, we tested the influence of annual mean temperature, rainfall and area of the sample units on the variation of the floristic and phylogenetic composition using a multivariate analysis of variance based on distance of matrices. The families with the highest species richness were Orchidaceae, Bromeliaceae, Poaceae, Asteraceae, Cyperaceae, Pteridaceae and Dryopteridaceae. The species richness showed a significant and negative relationship with mean annual temperature. MPD and rainfall had a parabola type relationship, where the intermediate values of rainfall determined the highest values of MPD. The area of the sample units did not influence species richness and MPD. There was no spatial autocorrelation between sampling units and their floristic and phylogenetic composition. The mean annual temperature and rainfall influenced the floristic composition variation. Only temperature influenced the phylogenetic composition. Our results indicated that there is an influence of climatic factors, but not spatial factors, on the taxonomic and phylogenetic diversity of herbaceous plants in the State of Rio de Janeiro. Thus, we assume that the niche theory explains better the composition of herbaceous species than the theory of biodiversity and biogeography. Considering the scenario of global climate changes, changes that may make the environment progressively hot and dry will tend to contribute to the loss of taxonomic and phylogenetic diversity of herbaceous plants in the state of Rio de Janeiro. Therefore, our results may constitute important tools for the management and conservation of forest remnants.

Keywords: environmental gradient, Atlantic Forest, alpha and beta diversity, niche theory, neutral theory of biodiversity and biogeography

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Remanescentes florestais do Rio de Janeiro. As áreas em verde correspondem aos remanescentes florestais. Fonte: Adaptado de SOS Mata Atlântica. ....	5
<b>Figura 2:</b> Relações esperadas para as variáveis resposta e preditoras. A: relação positiva entre pluviosidade anual (mm) e riqueza de espécies (S). B: relação negativa entre temperatura média anual (°C) e riqueza de espécies (S). C: relação positiva entre área (km <sup>2</sup> ) e riqueza de espécies (S). D: relação positiva entre pluviosidade anual (mm) e distância filogenética média (MPD). E: relação negativa entre temperatura média anual (°C) e MPD. F: relação positiva entre área (km <sup>2</sup> ) e MPD. ....	10
<b>Figura 3</b> Mapa das dezessete unidades amostrais do estudo .....	14
<b>Figura 4:</b> Diagrama de dispersão demonstrando a relação entre riqueza de espécies das 17 unidades amostrais do estado do Rio de Janeiro e temperatura média anual. Os valores estão em unidade de desvio padrão. ....	25
<b>Figura 5:</b> Ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS), mostrando a relação da composição florística das plantas herbáceas com a pluviosidades anuais nas 17 áreas protegidas no estado do Rio de Janeiro. As unidades amostrais mais próximas compartilham maior similaridade florística. As linhas vermelhas apresentam as faixas de valor de pluviosidade (mm). Stress= 0,16.....	26
<b>Figura 6:</b> Ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS), mostrando a relação da composição florística das plantas herbáceas com as temperaturas médias anuais nas dezessete áreas protegidas no estado do Rio de Janeiro. As unidades amostrais mais próximas compartilham maior similaridade florística. As linhas vermelhas apresentam as faixas de valor de temperatura (°C). Stress= 0,16 .....	27
<b>Figura 7:</b> Diagrama de dispersão demonstrando a relação entre MPD e pluviosidade anual. Os valores estão em unidade de desvio padrão.....	28
<b>Figura 8:</b> Ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS), mostrando a relação da composição filogenética das plantas herbáceas com as temperaturas médias anuais nas 17 unidades amostrais do estado do Rio de Janeiro. As unidades amostrais mais próximas compartilham maior similaridade na composição filogenética. As linhas vermelhas apresentam as faixas de valor de temperatura (°C). Stress= 0,10. ....	30

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Variáveis climáticas e espaciais das 17 unidades amostrais. São apresentados FODTB (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas), FODSM (Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana), FODM (Floresta Ombrófila Densa Montana), FODAM (Floresta Ombrófila Densa Alto Montana), CA (Campos de altitude), REST (Restinga), MANG (Manguezal).....	16
<b>Tabela 2:</b> Riqueza de famílias, gêneros e espécies ao longo das 17 unidades amostrais elencadas no presente estudo. APACU: Área de Proteção Ambiental Cairuçu; EEPAS: Estação Ecológica Paraíso; MAECM: Reserva Ecológica de Macaé de Cima; MARAM: Restinga da Marambaia; PARTJ: Parque Nacional da Tijuca; PEDES: Parque Estadual do Desengano; PEIGR: Parque Estadual da Ilha Grande; PEPEB: Parque Estadual da Pedra Branca; PESTI: Parque Estadual da Serra da Tiririca; PNITA: Parque Nacional do Itatiaia; RBTI: Reserva Biológica do Tinguá; RBUNI: Reserva Biológica da União; REPBA: Reserva Biológica de Poço das Antas; RESJU: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba; RESMA: Área de Proteção Ambiental da Restinga de Massambaba; SEMAT: Área da Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira; SEROR: Parque Nacional da Serra dos Órgãos.....	23
<b>Tabela 3:</b> Resultados das regressões entre a composição florística e variáveis ambientais (PLUVI -pluviosidade; TMA- temperatura média anual) e a área das unidades amostrais (ÁREA). .....	24
<b>Tabela 4:</b> Resultados das análises de variância multivariada de distância de matrizes entre a composição florística e variáveis ambientais (PLUVI – pluviosidade anual; TMA - temperatura média anual) e a área das unidades amostrais (ÁREA). .....	26
<b>Tabela 5:</b> Resultados das regressões para as relações diversidade filogenética (MPD) e temperatura média anual (TEMP), pluviosidade anual (PLUVI) e área das unidades amostrais (ÁREA). .....	28
<b>Tabela 6:</b> Resultados das análises de variância multivariada de distância de matrizes entre a composição filogenética e variáveis ambientais (PLUVI – pluviosidade anual; TMA - temperatura média anual) e a área das unidades amostrais (ÁREA). .....	29



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	3
2.1 Mata Atlântica e o estado do Rio de Janeiro .....	3
2.2 Plantas herbáceas .....	5
2.3 Diversidade Filogenética .....	7
<b>3. PREMISA</b> .....	8
<b>4. OBJETIVOS</b> .....	8
<b>5. PERGUNTAS, HIPÓTESES E PREVISÕES</b> .....	9
<b>6. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	10
6.1 Área de estudo .....	10
6.2 Seleção das Unidades Amostrais (UA).....	12
6.3 Levantamento das espécies de plantas herbáceas nas áreas selecionadas .....	14
6.4 Levantamento dos dados abióticos .....	15
6.5 Preparação dos dados filogenéticos .....	20
6.6 Análises estatísticas .....	20
<b>7. RESULTADOS</b> .....	22
7.1 Diversidade taxonômica: padrão de riqueza e distribuição de espécies .....	22
7.2 Diversidade Taxonômica: relação entre riqueza de espécies e as variáveis climáticas e espaciais .....	24
7.3 Diversidade Taxonômica: relação da composição florística com as variáveis climáticas e espaciais .....	25
7.4 Relação entre diversidade filogenética e as variáveis climáticas e espaciais	27
7.5 Relação da composição filogenética com as variáveis climáticas e espaciais	29
<b>8. DISCUSSÃO</b> .....	30
8.1 Padrões e processos relacionados a diversidade taxonômica .....	30
8.2 Padrões e processos relacionados a diversidade filogenética .....	34
<b>9. CONCLUSÕES</b> .....	37
<b>10. REFERÊNCIAS</b> .....	39

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais desempenham papéis ambientais, sociais e culturais importantes para mais de 800 milhões de pessoas que vivem nestes ecossistemas. Apesar da sua importância, as atividades antrópicas nas florestas tropicais tornaram esses ecossistemas os mais ameaçados do planeta, principalmente pela exploração ilegal e desordenada de seus recursos naturais, uso e ocupação desordenada do solo que desencadeiam a fragmentação florestal (GIBBS *et al.*, 2010; HANSEN *et al.*, 2013; MAGNAGO *et al.*, 2014) que é transformação de áreas contínuas florestadas em manchas isoladas (LOVEJOY *et al.*, 1983)

Essas alterações formam uma paisagem em mosaicos, constituída por fragmentos, corredores e a matriz, causando uma fragmentação florestal (METZER, 2003) e reduzindo a cobertura florestal (DALE & PEARSON, 1997). Diversas são as consequências da fragmentação florestal no ambiente e entre elas pode-se citar a perda de habitat, extinção local ou total de espécies, alteração do microclima, perda da interação entre organismos e de funções ecológicas, entrada e estabelecimento de espécies invasoras, efeito de borda e consequências sociais e econômicas para as populações humanas (TURNER, 1996). A interação entre os ambientes florestados e não florestados pode alterar padrões e processos bióticos e abióticos e a estrutura das comunidades (MURCIA, 1995).

O conhecimento dos padrões de distribuição de espécies numa área pode contribuir para a compreensão dos principais fatores ambientais que estão determinando a estrutura da comunidade (FELFILLI, 1998). A ecologia de comunidades demonstra alguns processos de estruturação de comunidades biológicas por fatores bióticos, abióticos e neutros. Existem diversas abordagens que discutem diferentes aspectos da organização de comunidades (WINEGARDNER *et al.* 2012), entre elas destacam-se a Teoria de Nicho (GRINNELL, 1917; HUTCHINSON, 1957; CHASE & LIEBOLD, 2003) e a Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia (HUBBELL, 2001). Essas são as duas principais teorias ecológicas que debatem acerca dos padrões e processos de estruturação de comunidades.

Segundo HUTCHINSON, (1957), nicho é o conjunto de relações bióticas e abióticas que regem os limites que uma determinada espécie ocupa em um determinado ambiente. Baseada no princípio da exclusão competitiva de Gause (1934), essa teoria

sugere que uma comunidade seria estruturada baseada na relação com as interações ecológicas (*e.g.* competição e predação) e com a ocorrência de distúrbios. Dessa forma, a heterogeneidade ambiental pode agir como força direcionadora da estrutura de comunidades, ou seja, ambientes com maior heterogeneidade ambiental teriam maior diversidade de espécies, já que apresentariam maior número de nichos possíveis de ocupação.

A Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia (HUBBELL, 2001) parte dos pressupostos: (i) todas as espécies apresentam a mesma aptidão, ou seja, têm as mesmas propriedades ecológicas e consequentemente são equivalentes na capacidade de ocupar o ambiente; (ii) na paisagem, cada comunidade local está saturada e não há mudança no número de indivíduos ao longo do tempo e só entram novos indivíduos se houver morte, ou seja, o total de indivíduos por unidade de área é constante; (iii) a deriva ecológica é o principal fator regulador da estrutura de comunidades biológicas, onde os processos estocásticos comandam as variações de abundância das espécies. Para manter diversidade dentro da comunidade local, deve haver um processo que substitua as espécies que vão se extinguir. Dessa forma, assume-se que a comunidade local é aberta e constantemente alterável, então ocasionalmente indivíduos de fora da comunidade são introduzidos. Quando um indivíduo é extinto da comunidade, há uma probabilidade dele ser substituído por um imigrante que pode ser um membro de qualquer espécie que vem de uma meta comunidade em que todas as espécies são igualmente aptas a dispersar. Com isso, a composição das comunidades seria estabelecida pela capacidade de dispersão e extinção de espécies (THOMPSON & TOWNSEND, 2006) fazendo com que a similaridade entre as comunidades seja um efeito da proximidade geográfica. Portanto, as comunidades mais próximas devem ser mais similares do que as comunidades mais distantes (GASTON & CHOWN, 2005).

Apesar das distinções entre essas teorias, muitos autores ressaltam que as duas são complementares e que os processos que atuam sobre as comunidades poderiam ser resultantes da ação conjunta de ambas (*e.g.* GILBERT & LECHOWICZ, 2004; TILMAN 2004; GASTON & CHOWN, 2005; GEWIN, 2006; LEIBOLD e MCPEEK, 2006; THOMPSON & TOWNSEND, 2006; CHU *et al.*, 2007; HÉRAULT, 2007). Portanto, a organização de comunidades pode ser estruturada pelo balanço de processos associados a teoria Neutra (*e.g.* distância geográfica como uma inferência sobre limitação à dispersão) e a teoria de Nicho (*e.g.* variação de uma dada condição climática). Apesar disso, em uma revisão sobre a contribuição dos processos espaciais e de nicho, Cottenie

(2005) demonstrou a heterogeneidade ambiental como processo com maior preponderância sobre a diversidade das comunidades. Diante disso, avaliar e compreender os processos ecológicos que estruturam as comunidades vegetais é importante para conter os efeitos deletérios da fragmentação florestal (LOVEJOY *et al.*, 1983), propondo medidas de manejo efetivas para a conservação de florestas tropicais.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Mata Atlântica e o estado do Rio de Janeiro**

A Mata Atlântica é considerada um dos principais centros de biodiversidade do mundo, possuindo um dos maiores níveis de riqueza de espécies e alto grau de endemismo (MYERS *et al.*, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2009). Sua biota é composta por táxons de diferentes origens biogeográficas, notoriamente da Floresta Amazônica, cerrado e áreas andinas (COSTA, 2003; FIASCHI & PIRANI, 2009). Esse bioma abrange 1.481.946 km<sup>2</sup>, cerca de 17,4% do território brasileiro, englobando 17 estados, desde o Rio Grande do Sul ao Piauí. Atualmente restam 8,5% de remanescentes florestais acima de 100 hectares e, somando fragmentos de floresta nativa de três hectares, a cobertura vegetal da Mata Atlântica é de 12,5% do que existia originalmente. (METZGER, 2009; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA, 2014).

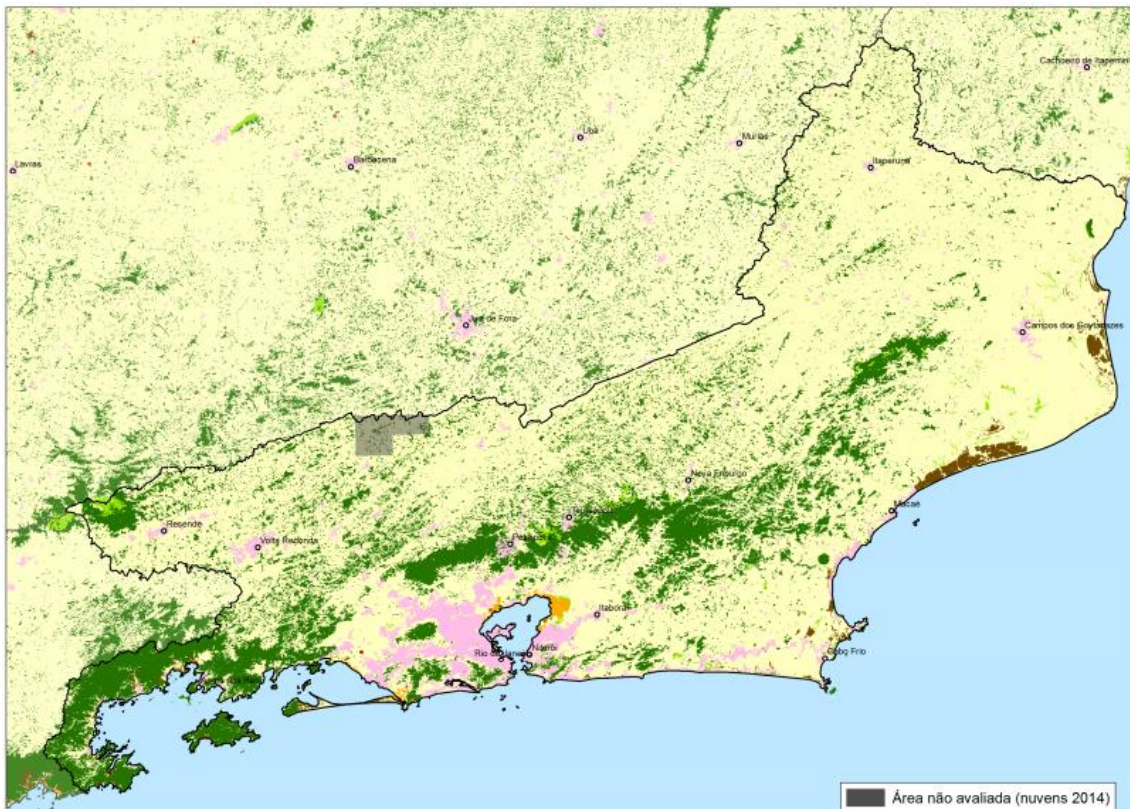
A degradação do bioma iniciou-se ainda no período colonial no Brasil, no século XVI, quando os europeus deram início a extração do pau-brasil, plantações de cana-de-açúcar, café e exploração de metais e pedras preciosas (DEAN, 1997; MITTERMEIER, 2005). Entre as mais recentes causas da perda da biodiversidade pela ação antrópica destacam-se a expansão das fronteiras agrícolas, exploração de espécies animais e vegetais, construção de rodovias e gasodutos (RODRIGUES 2004; MELO, 2005), especulação imobiliária e crescimento urbano desenfreado (MORELLATO & HADDAD 2000; DEAN 2002; RAMBALDI & OLIVEIRA 2003).

Por causa da grande biodiversidade ameaçada, a Mata Atlântica está entre os 34 *hotspots* mundiais, sendo um dos cinco mais relevantes para a conservação do planeta (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2011). A perda da biodiversidade caminha

lado a lado com a desertificação e as mudanças climáticas. Devido a isso, a preservação desse bioma é importante para mitigar as consequências de temperaturas e precipitações pluviométricas mais extremas, a elevação do nível do mar e outros eventos catastróficos (GAIO, 2014).

O estado do Rio de Janeiro está totalmente inserido no bioma Mata Atlântica que é um bioma bastante antigo, acreditando-se que já estava configurado no início do Terciário (65 m.a.). Contudo, flutuações climáticas mais recentes ao longo do Quaternário (1,8 m.a.) ocasionaram processos de expansão e de retração espacial da Mata Atlântica, a partir de regiões mais restritas que funcionaram como refúgios de fauna e flora. Essa hipótese admite que existem algumas regiões da Mata Atlântica que são zonas de alta diversidade, a partir das quais ocorreu a irradiação de muitas espécies, à medida que a Mata se expandia. Nessas zonas, é encontrado um considerável número de espécies endêmicas, associadas a uma elevada diversidade específica. O estado do Rio de Janeiro ocupa uma posição bastante peculiar, pois sua localização coincide com uma das áreas de maior diversidade do bioma (RAMBALDI *et al.*, 2003).

Por volta do Séc. XVI, o estado do Rio de Janeiro possuía cobertura florestal em 97% de seu território. Porém, principalmente a partir da colonização, o estado passou por uma intensa degradação, havendo a substituição e perda de cobertura florestal para diferentes fins. Em 2012, os remanescentes florestais representavam uma área total equivalente a 867.037 hectares, cerca de 19,8% da cobertura original (Figura 1). Do total apresentado, 814.935 hectares (18,6%) são constituídos de florestas, 10.517 hectares por mangues e 41.585 hectares por restingas (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2013). As maiores extensões de florestas contínuas e conservadas encontram-se nas regiões de Paraty, Angra dos Reis e Mangaratiba e no interior do estado, na região serrana, desde a Reserva Biológica do Tinguá, passando pelo Parque Nacional de Serra dos Órgãos, Parque Estadual dos Três Picos e de forma descontínua até o Parque Estadual do Desengano. As áreas mais críticas encontram-se nas regiões norte e noroeste do Estado, com grande perda de cobertura florestal no período de 1995 a 2000, alto grau de degradação e manchas de erosão. De forma geral, a redução, degradação e a fragmentação da cobertura vegetal no estado têm como causas principais a agricultura, a pecuária e o desenvolvimento urbano (RAMBALDI *et al.* 2003).



**Figura 1:** Remanescentes florestais do Rio de Janeiro. As áreas em verde correspondem aos remanescentes florestais. Fonte: Adaptado de SOS Mata Atlântica.

## 2.2 Plantas herbáceas

As plantas herbáceas não apresentam caule lenhoso e possuem porte geralmente pequeno, podendo alguns indivíduos chegar a alguns metros de altura (ARAÚJO *et al.*, 2002). As espécies herbáceas apresentam um grupo diverso ecologicamente e taxonomicamente em florestas tropicais e temperadas (WHIGHAM, 2004). Elas têm requisitos específicos de micro-habitats (WHIGHAM, 2004) e possuem adaptações estruturais e fisiológicas para as condições microclimáticas da floresta (KOZERA *et al.*, 2009). Além disso, também apresentam importância para o desenvolvimento sustentável devido ao seu valor forrageiro, medicinal, nutricional e ornamental. Portanto, para seu manejo são necessárias informações sobre a dinâmica de suas populações (ARAÚJO *et al.*, 2003).

A distribuição das espécies herbáceas, seu crescimento e desenvolvimento estão relacionados com fatores ambientais, resultando em comunidades organizadas conforme interação entre as espécies e o ambiente em que se encontram (KOZERA *et al.*, 2008). A relação com os fatores abióticos faz com que as ervas se tornem sensíveis as alterações ambientais, principalmente aquelas relacionadas a água e luz, por estarem nos estratos inferiores da floresta e por possuírem sistema radicular superficial (LIMA & GANDOLFI, 2009). Essa sensibilidade ao meio as tornam indicadoras da qualidade ambiental devido as adaptações de sobrevivência que possuem (ANDRADE, 1992; BERNACCI, 1992; ZICKEL, 1995). Segundo Vieira e Pessoa (2001), algumas dessas adaptações são: a propagação vegetativa, morfologia e disposição foliar para aumentar a captação de luz, deposição de grossa camada de folhas mortas, que possibilita um decréscimo na disponibilidade de luminosidade solar ao nível do solo e um acréscimo na quantidade de serapilheira e sistema radicular superficial que eleva a competição por nutrientes e água no solo. Essas respostas as mudanças ambientais são diferentes entre as espécies, entre os ambientes florestais e de acordo com os distúrbios naturais ou antrópicos a que são submetidas (MULLER & WAECHTER, 2001; HART & CHEN, 2008).

A contribuição de espécies não arbóreas na diversidade pode variar de 33 a 52% da riqueza de espécies, enquanto que as espécies arbóreas constituem de 15 a 22% (GENTRY & DODSON, 1987). A fragmentação florestal é preocupante pois reduz a diversidade de plantas de todos os estratos. A perda de espécies das comunidades de plantas herbáceas pode ser imperceptível a curto prazo, mas pode desencadear consequências drásticas para a diversidade de florestas tropicais, podendo tornar-se biologicamente homogêneas e perder espécies características de ambientes maduros (LIMA, 2012). Nesse sentido, estudos envolvendo o estrato herbáceo podem fornecer dados úteis para inferir sobre as condições ambientais e o estado de conservação de comunidades florestais (MÜLLER & WAECHTER, 2001). A realização de pesquisas que contribuam para o conhecimento do estrato herbáceo torna-se importante, principalmente estudos que avaliem os impactos das mudanças climáticas na organização das comunidades (VIEIRA, 2014).

### 2.3 Diversidade Filogenética

A diversidade filogenética é uma medida de diversidade biológica que leva em conta as relações filogenéticas e evolutivas entre espécies e pressupõe que uma comunidade será mais diversa quando as espécies forem filogeneticamente mais distintas (WEBB, 2000). Por exemplo, uma comunidade que apresenta espécies distribuídas em muitos gêneros distintos deve apresentar uma diversidade maior que uma comunidade que tenha a maioria das espécies pertencentes a um mesmo gênero (MAGURRAN, 2004; HARVEY & RAMBAULT, 2000)

Atualmente, algumas medidas de diversidade filogenética vêm sendo propostas para serem utilizadas nos estudos em ecologia. A idade do evento de especiação sofrido pelo mais recente ancestral em comum é uma medida da relação filogenética de duas espécies onde a informação utilizada é proveniente de estudos de filogenia molecular (HARVEY & PAGEL, 1991). O índice PD (do inglês *phylogenetic diversity*) é um exemplo de medida de diversidade filogenética baseada na idade de especiação e pode ser obtido pela soma dos comprimentos dos braços da árvore filogenética das espécies de uma comunidade (FAITH, 1992). Outra forma que pode ser utilizada é a topologia, que estima o parentesco entre espécies através do número de nós ou ligações que as separam em uma árvore filogenética (WEB, 2000; RICOTTA, 2004).

Outro método de medir a diversidade filogenética é através da filogenia molecular cladística. Ela permite calcular mais facilmente as medidas de diversidade que consideram o comprimento dos braços (FAITH, 1992; WEBB *et al.*, 2008) e também examinar explicitamente a estrutura filogenética das comunidades (WEBB *et al.*, 2002). Dessa forma, pode-se estimar em milhões de anos a diversidade filogenética das comunidades (WEBB *et al.*, 2008). Existem dois índices propostos por WEBB (2000): o MPD (do inglês *mean pairwise distance*) e o MNND (do inglês *mean nearest neighbor distance*). O MPD quantifica a distância filogenética média de pares entre cada uma das espécies da assembleia, ou seja, indica a distância filogenética média entre todos os táxons. Altos valores de MPD sugerem grande distância evolutiva entre pares de indivíduos amostrados e valores menores diminuem essa distância. Essa medida dá um valor geral da estrutura filogenética da comunidade (WEBB 2000). O MNND é a distância filogenética média do parente mais próximo de todas as espécies, sendo equivalente as taxas de espécie por gênero (WEBB, 2000).



Informações filogenéticas das comunidades podem ser utilizadas para avaliar prioridades de conservação de um táxon em particular (PAVOINE *et al.*, 2005), preencher lacunas entre questões ecológicas e evolutivas durante a sucessão florestal (LETCHER, 2010), entender os mecanismos que governam os padrões de coexistência em comunidades de plantas (WEBB *et al.*, 2000) e determinar como a relação da evolução entre as espécies em uma comunidade afeta os processos ecológicos, a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas (WEBB *et al.*, 2002; CADOTTE, CARDINALE & OAKLEY, 2008). Para a conservação das espécies, uma melhor estratégia é estabelecer áreas que contenham maior diversidade filogenética possível, levando em consideração a história evolutiva e funções ecológicas das espécies. Dessa forma, diminuem as chances de se perder características ecológicas importantes (JETZ *et al.*, 2014) que trazem benefícios para o funcionamento e estabilidade dos ecossistemas (CADOTTE *et al.*, 2008) além de diminuir a chance de extinção de muitas espécies após algum distúrbio.

### **3. PREMISSA**

Assumimos como premissas:

- ✓ Ambientes mais quentes e secos são menos favoráveis para o desenvolvimento de espécies herbáceas.
- ✓ Áreas maiores apresentam maior disponibilidade de recursos e capacidade suporte.
- ✓ A distância entre as áreas pode influenciar na composição taxonômica e filogenética de espécies, quanto maior a distância entre as áreas, mais difícil é a dispersão de propágulos de uma área a outra.

### **4. OBJETIVOS**

Objetivo geral:

- ✓ Mensurar a influência de processos espaciais e climáticos na estruturação de comunidades de plantas herbáceas em 17 áreas protegidas no estado do Rio de Janeiro.

Objetivos específicos:

- ✓ Medir a diversidade taxonômica e filogenética de plantas herbáceas.
- ✓ Testar a relação das variáveis climáticas com a diversidade taxonômica e filogenética de plantas herbáceas.
- ✓ Testar a relação das variáveis espaciais com a diversidade taxonômica e filogenética de plantas herbáceas.
- ✓ Inferir sobre o principal processo de estruturação de comunidades de plantas herbáceas (nicho ou neutro).

## **5. PERGUNTAS, HIPÓTESES E PREVISÕES**

Pergunta 1: Como os fatores climáticos (temperatura média anual e pluviosidade) influenciam na diversidade taxonômica e filogenética das plantas herbáceas do estado do Rio de Janeiro?

Hipótese 1: Diversidade taxonômica e filogenética deverão ter uma relação positiva com pluviosidade e negativa com temperatura média anual.

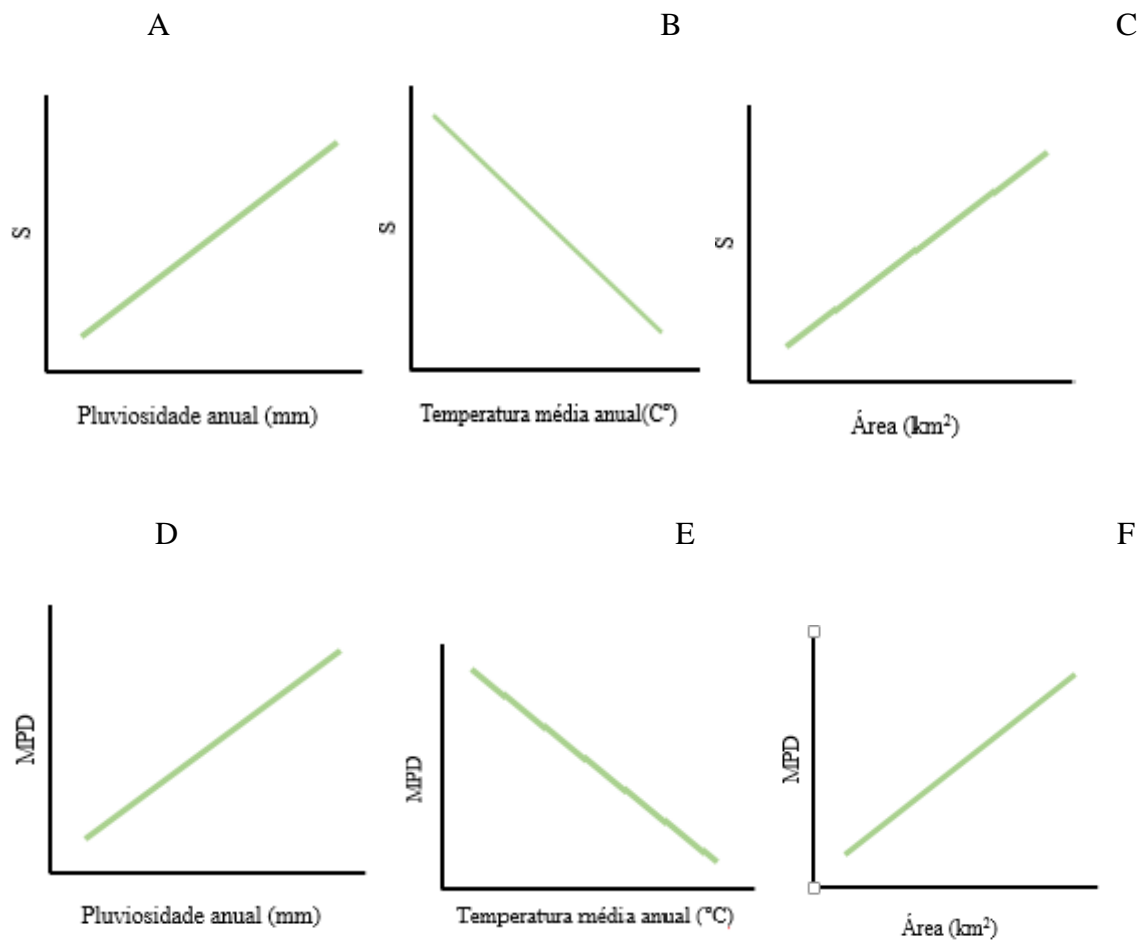
Pergunta 2: Como os fatores espaciais (área e distância entre as unidades amostrais) influenciam na diversidade taxonômica e filogenética das plantas herbáceas do estado do Rio de Janeiro?

Hipótese 2: A diversidade taxonômica e filogenética e a área das unidades amostrais irão variar positivamente.

Hipótese 3: Áreas mais próximas terão composição florística e filogenética mais semelhantes que áreas distantes geograficamente.

Previsões:

As previsões esperadas entre as variáveis respostas e preditoras que utilizaremos neste estudo, estão representadas graficamente na Figura 2. As previsões estão baseadas no gradiente de temperatura e pluviosidade média anual das unidades amostrais do estudo que variam de 14 a 26,4°C e 823 a 2813,3 mm, respectivamente.



**Figura 2:** Relações esperadas para as variáveis resposta e preditoras. A: relação positiva entre pluviosidade anual (mm) e riqueza de espécies (S). B: relação negativa entre temperatura média anual (°C) e riqueza de espécies (S). C: relação positiva entre área (km<sup>2</sup>) e riqueza de espécies (S). D: relação positiva entre pluviosidade anual (mm) e distância filogenética média (MPD). E: relação negativa entre temperatura média anual (°C) e MPD. F: relação positiva entre área (km<sup>2</sup>) e MPD.

## 6. MATERIAL E MÉTODOS

### 6.1 Área de estudo

O estado do Rio de Janeiro está situado na região sudeste do Brasil entre as latitudes 20° 45' 56'' S e 23° 22' 08'' S e longitudes 40° 57' 23'' W e 44° 53' 19'' W. Possui uma área de 43.696 km<sup>2</sup>, fazendo fronteira a norte e noroeste com o estado de Minas Gerais, a nordeste com o Espírito Santo e sudoeste com São Paulo. A costa leste e sul são banhadas pelo Oceano Atlântico (DAVIS *et al.*, 2000).

A distribuição e regime pluviométrico do estado do Rio de Janeiro são determinados por fatores estáticos (localização geográfica e topografia) e fatores dinâmicos (massas de ar). No verão, são frequentes episódios de precipitação intensa devido a efeitos físicos de longo período de taxas de condensação a barlavento nas encostas refletidas pela distribuição geográfica, resultando em uma variabilidade espacial da precipitação média anual (DAVIS *et al.*, 2000)

O relevo exerce grande influência nas variações climáticas que ocorrem no estado. A Serra do Mar e a da Mantiqueira tem papel determinante na passagem de um clima quente e úmido das regiões de planícies e colinas, situadas entre a linha costeira e a Serra do Mar, para um clima mesotérmico nas áreas mais altas e um clima subquente mais seco nas regiões interiores, entre as grandes serras. A pluviosidade no estado é sempre maior nas escarpas das serras, por volta de 2500 mm por ano, onde a condensação e precipitação são resultantes do encontro dos ventos úmidos do mar com as temperaturas mais frias. A partir das bordas das escarpas, as chuvas começam a diminuir, chegando ao vale do Paraíba do Sul com totais médios anuais em torno de 1.100 a 1.200 mm por ano (COSTA, 2009).

Segundo o IBGE (2009), no estado do Rio de Janeiro se observam as unidades climáticas de Tropical Quente (temperatura do ar mensal > 18 °C) a Mesotérmico Brando (10–15 °C) e entre Subúmido (três meses secos) a Super-úmido (sem seca). As temperaturas do ar variam entre 25 e 42 °C no verão, e de 15 a 35 °C no inverno, sendo que nas áreas de baixadas predominam o clima Tropical e nas áreas de planalto o Tropical de Altitude (COSTA, 2009). De acordo com ABREU *et al.* (2005), a Região Metropolitana do Rio de Janeiro é definida como Tropical Atlântico (Aw) (PEEL *et al.*, 2007), isto é, inverno seco e frio e verão chuvoso e úmido. A temperatura do ar média mensal varia de 21,1°C (julho) a 27,3 °C (janeiro). A temperatura média anual é de 23,9 °C, enquanto a precipitação total média anual é de aproximadamente 1.258 mm, com cerca de 124 dias de chuvas. A região serrana é classificada como Clima Tropical de Altitude, e em função desta altitude são observadas temperaturas do ar inferiores a das demais regiões, tendo média anual de 20 a 24 °C, com precipitação total anual de 1.000 a

1.500 mm. Nas baixadas litorâneas, que compreende a Região dos Lagos, o clima é o Tropical Marítimo. As temperaturas médias anuais são de aproximadamente 24 °C, e a pluviosidade anual varia de 750 mm a 1.500 mm (COSTA, 2009).

As principais fitofisionomias da Mata Atlântica que ocorrem no estado do Rio de Janeiro são: a Floresta Ombrófila densa, ou “sempre verde”, localizadas nas regiões de clima úmido, sem períodos biologicamente secos; Floresta Estacional Semidecidual, ou “mata seca”, nas regiões com períodos secos significativos (mais de 60 dias de estiagem) que causam perda de folhas de espécies arbóreas na época de estiagem; Formações pioneiras, nas planícies com solos instáveis, de constante deposição fluvial ou marinha, conhecidas como vegetação de brejo (influência fluvial), mangue (influência flúvio-marinha) e restinga (influência marinha) (VELOSO *et al*, 1991).

O Rio de Janeiro apresenta seis domínios geoambientais refletindo em sua grande heterogeneidade ambiental. Os domínios são Faixa Litorânea (domínio geoambiental I), Região Serrana (domínio geoambiental II), Planalto da Região Serrana (domínio geoambiental III), Depressão do Médio vale Paraíba do Sul (domínio geoambiental IV), Depressão Norte-Noroeste Fluminense (domínio geoambiental V) e Planalto do Alto Itabapoana (domínio geoambiental VI) (DANTAS, *et al*. 2000)

## **6.2 Seleção das Unidades Amostrais (UA)**

As unidades amostrais utilizadas para esse estudo foram dezessete áreas naturais protegidas distribuídas no estado do Rio de Janeiro. A escolha por realizar o trabalho em áreas naturais protegidas foi baseada na maior chance de obter informações florísticas, visto que há um maior número de trabalhos científicos nesses locais. As áreas escolhidas foram baseadas nos seguintes critérios:

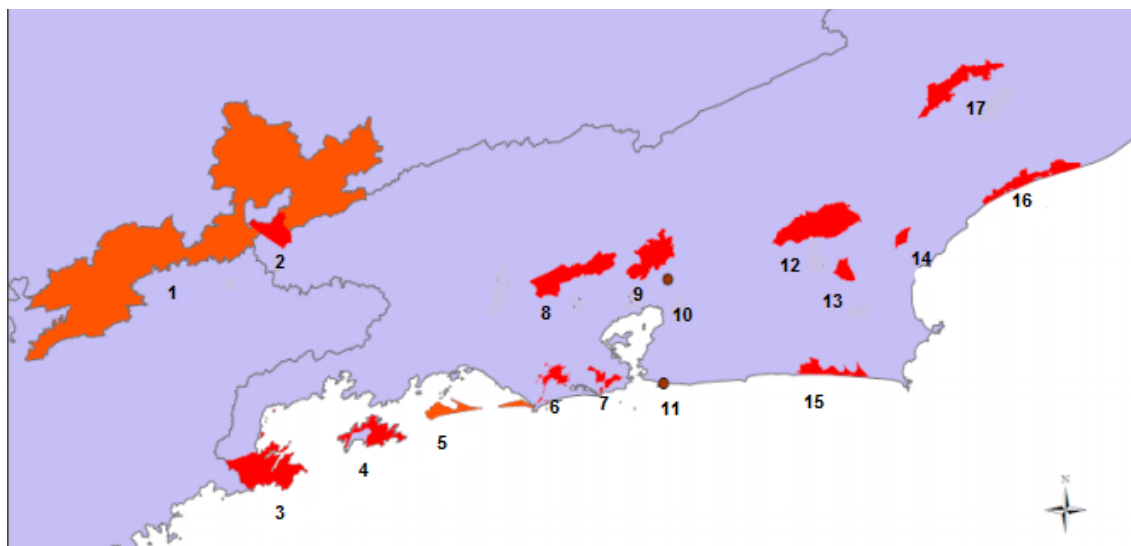
- 1- Localização parcial ou total no estado do Rio de Janeiro.
- 2- Levantamentos florísticos publicados em revistas científicas, monografias, dissertações, teses e planos de manejo.
- 3- Informação florística disponível pelo Herbário Virtual da Flora e dos Fungos – INCT (<http://inct.splink.org.br/>) e Banco de Dados da Flora Brasileira do Jardim Botânico do Rio de Janeiro – JABOT ([www.jbrj.gov.br/jabot](http://www.jbrj.gov.br/jabot)) para complementar a informação da literatura.

4- Foram consideradas somente a florística das áreas protegidas e não dos municípios.

Com base no critério de seleção das unidades amostrais, analisamos 17 áreas naturais protegidas que estão inseridas no domínio geoambiental Faixa Litorânea (domínio I) e domínio Região Serrana (domínio II).

Domínio I – Faixa Litorânea é o domínio mais heterogêneo, incluindo certas unidades geoambientais como, mangues, brejos, baixadas, alinhamentos serranos e maciços montanhosos. Esse domínio estende-se pela linha da costa, desde a baixada de Sepetiba até a divisa com o Estado do Espírito Santo (DANTAS, *et al.* 2000). Estão inseridas sete localidades nesse domínio: Área de Proteção Ambiental Massambaba, Marambaia, Parque Estadual da Pedra Branca, Parque Estadual da Serra da Tiririca, Parque Nacional da Tijuca, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e Reserva Biológica de Poço das Antas. As formações vegetais encontradas nesse grupo de localidades foram Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Florestas de Terras Baixas, Florestas Ombrófilas Sub-Montana e Montana, além de formações pioneiras litorâneas como Manguezais e Restingas. (IBGE, 2012).

Domínio Geoambiental II – Região Serrana compreende o subdomínio Sul Fluminense, que começa em Itaguaí indo até o limite com o Estado de São Paulo, em Paraty, mais o subdomínio Serra do Mar e da Mantiqueira. A Serra do Mar no Rio de Janeiro atravessa praticamente todo o território do estado num sentido sudoeste-nordeste, estendendo-se no litoral norte do estado de São Paulo, denominado Serra da Bocaina até a Serra do Desengano ou Imbé. A escarpa Serra da Mantiqueira ocupa um pequeno trecho junto ao maciço alcalino do Itatiaia (DANTAS *et al.* 2000). As dez localidades encontradas nesse domínio são: Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira, Estação Ecológica Paraíso, Parque Estadual da Ilha Grande, Parque Estadual do Desengano, Parque Nacional do Itatiaia, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Reserva Biológica da União, Reserva Biológica do Tinguá e Reserva Ecológica de Macaé de Cima. As regiões fitoecológicas enquadradas nessas localidades foram Floresta Estacional Semidecidual, encontrada unicamente no Parque Estadual do Desengano, as demais localidades são cobertas por Floresta Ombrófila Densa Submontana, Montana, Alto-Montana e Campos de Altitude (IBGE, 2012).



Legenda:

1 - Área de Proteção Ambiental Mantiqueira

Legenda:

1- Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira

2- Parque Nacional do Itatiaia

3- Área de Proteção Ambiental Cairuçu

4 - Parque Estadual Ilha Grande

5 - Marambaia

6- Área de Proteção Ambiental Pedra Branca

7- Parque Nacional da Floresta da Tijuca

8 - Reserva Biológica do Tinguá

9 - Parque Nacional da Serra dos Órgãos

10 - Estação Ecológica Paraíso

11 - Parque Estadual Serra da Tiririca

12 - Área de Proteção Ambiental Macaé de Cima

13 - Reserva Biológica de Poço das Antas

14 - Reserva Biológica União

15 - Área da Proteção Ambiental Massambaba

16 - Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

17 - Parque Estadual do Desengano

**Figura 3** Mapa das dezessete unidades amostrais do estudo

### 6.3 Levantamento das espécies de plantas herbáceas nas áreas selecionadas

Consideramos na amostragem apenas plantas herbáceas terrícolas. A nomenclatura foi baseada na Lista de Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>). Para evitar que sinónimas botânicas fossem consideradas espécies distintas e para verificar se realmente as espécies incluídas na base de dados eram herbáceas, realizamos consultas na Lista de Espécies da Flora do Brasil e INCT – Species Link.

Com base nas ocorrências de espécies de plantas herbáceas nas áreas protegidas selecionadas, confeccionamos uma matriz binária (presença e ausência) de espécies das 17 áreas. Foram considerados somente táxons em nível específico, excluindo da lista e da matriz binária as espécies cuja identificação foi feita apenas em nível de gênero ou família.

#### **6.4 Levantamento dos dados abióticos**

Utilizamos o livro Normais Climatológicas do Brasil 1961–1990 (RAMOS *et al.*, 2009) para obtenção dos valores das variáveis ambientais dos municípios das áreas protegidas, além de planos de manejo das respectivas áreas e informações em publicações científicas. Para avaliarmos a influência dos fatores espaciais e climáticos sobre as comunidades de plantas herbáceas nas áreas selecionadas, utilizamos as seguintes variáveis climáticas: temperatura média anual (em C°) e pluviosidade anual (em milímetros).

As variáveis espaciais que obtivemos foram as coordenadas geográficas do centro das áreas (latitude e longitude) em grau decimal e as áreas das unidades amostrais (km<sup>2</sup>). Selecionamos as variáveis com base em suas influências nos aspectos ecológicos das comunidades vegetais, uma vez que a literatura sugere que na escala da paisagem estas sejam relevantes para o estabelecimento dos padrões de distribuição espacial da diversidade biológica (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2000; LOMOLINO, 2001; FERRAZ *et al.*, 2004; PEREIRA, 2008; NETTESHEIM *et al.*, 2010).



**Tabela 1:** Variáveis climáticas e espaciais das 17 unidades amostrais. São apresentados FODTB (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas), FODSM (Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana), FODM (Floresta Ombrófila Densa Montana), FODAM (Floresta Ombrófila Densa Alto Montana), CA (Campos de altitude), REST (Restinga), MANG (Manguezal).

<b>SIGLA</b>	<b>LOCALIDADE</b>	<b>ALTITUDE (METROS)</b>	<b>Tmed (°C)</b>	<b>Pluviosidade (mm)</b>	<b>Distância mínima do mar (km)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Formações fitoecológicas</b>
APACU	APA do Cairuçu	1300	26,4	1547,2	5	32610	FODSM; FODM
EEPAS	Estação Ecológica Paraíso	1350	23	2258	57	4920	FODM; FODSM
MAECM	Reserva Ecológica de Macaé de Cima	1710	23	1246,3	45	7103	
MARAM	Marambaia	641	23,7	1000	2,3	7877,33	FODSM; REST

**Tabela 1:** Continuação....

<b>SIGLA</b>	<b>LOCALIDADE</b>	<b>ALTITUDE (METROS)</b>	<b>Tmed (°C)</b>	<b>Pluviosidade (mm)</b>	<b>Distância mínima do mar (km)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Formações fitoecológicas</b>
PARTJ	Parque Nacional da Tijuca	1021	22,8	2601	4	3956	FODSM; FODM
PEDES	Parque Estadual do Desengano	1761	20,1	1.388,3	51	22400	FODSM; FODM; FESD; CA
PEIGR	Parque Estadual da Ilha Grande	1305	22,5	2.200	5	19000	FODSM; FODM
PEPEB	Parque Estadual da Pedra Branca	1024	23,7	1.176	8,5	12394	FODSM
PESTI	Parque Estadual da Serra da Tiririca	412	23,8	1096,4	1,5	2077	FODSM

**Tabela 1:** Continuação...

<b>SIGLA</b>	<b>LOCALIDADE</b>	<b>ALTITUDE (METROS)</b>	<b>Tmed (°C)</b>	<b>Pluviosidade (mm)</b>	<b>Distância mínima do mar (km)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Formações fitoecológicas</b>
PNITA	Parque Nacional do Itatiaia	2787	18,2	1699	70	30000	FODM; FODAM; CA
RBTI	Reserva Biológica do Tinguá	1600	23	2099,6	50	24840	FODTB; FODSM; FODM; FODAM
RBUNI	Reserva Biológica União	350	23	1.246,3	45	7103	FODSM
REBPA	Reserva Biológica de Poço das Antas	200	24,3	2.000	29	5052	FODSM; FODTB

**Tabela 1:** Continuação...

<b>SIGLA</b>	<b>LOCALIDADE</b>	<b>ALTITUDE (METROS)</b>	<b>Tmed (°C)</b>	<b>Pluviosidade (mm)</b>	<b>Distância mínima do mar (km)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Formações fitoecológicas</b>
RESJU	Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	10	22,6	1137,8	4	14140	REST
RESMA	APA Restinga da Massambaba	30	25	823	3	7.630	REST
SEMAT	APA Serra da Mantiqueira	2897	14,2	1.852,5	76	421804	FODM; FODAM; CA
SEROR	Parque Nacional da Serra dos Órgãos	122	225				

---

## 6.5 Preparação dos dados filogenéticos

Para construir a árvore filogenética foi necessário incluir na super-árvore os grupos Licophyta e Monilophyta. Para isso, consultamos o site de classificação [www.mobot.org](http://www.mobot.org) para verificar a possível data de surgimento dos clados. Para cada táxon citado pertencente aos grupos, nós utilizamos a data da publicação mais recente para o grupo segundo o site. Também verificamos a data que é a hipótese de surgimento do grupo taxonômico de todas as plantas herbáceas vasculares terrícolas de famílias a clados superiores e através da super-árvore foi gerada a árvore filogenética da comunidade através da função “Phylomatic” do programa Phylocom 4.2 (WEBB *et al.*, 2008). Os nós dos cladogramas e os ramos foram calibrados segundo a estimativa de idade do surgimento dos táxons utilizando os limites de idade (em milhões de anos) estimado por MAGALLÓN *et al.* (2015). Calculamos o MPD que é a distância filogenética média entre dois indivíduos aleatórios numa amostra, para cada uma das áreas (WEBB *et al.*, 2002) e construímos uma matriz de distância filogenética entre as unidades amostrais (diversidade filogenética beta). Essa matriz foi construída utilizando a função “Comdist” do programa Phylocom 4.2 (WEBB *et al.*, 2008).

## 6.6 Análises estatísticas

Realizamos todas as análises estatísticas no programa R (CORE TEAM DEVELOPMENT, 2015) utilizando os pacotes “Vegan” (OKSANEN *et al.*, 2016), “Picante” (KEMBEL *et al.*, 2008) e “AID” (DAG *et al.*, 2015).

Verificamos a normalidade das variáveis pelo teste de *Shapiro-Wilk*. As variáveis MPD, área e temperatura média anual não apresentaram distribuição normal e foram transformadas pelo método de *Box-cox* (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). Também transformamos todas as variáveis climáticas para unidades de desvio padrão (*z-score*; LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). Após isso, fizemos uma inspeção gráfica para observar o comportamento das variáveis e decidir quais regressões faríamos a fim de testar o efeito das variáveis climáticas sobre a diversidade taxonômica e filogenética. Optamos por realizar regressões lineares e quadráticas para testar o efeito das variáveis.

Para as análises que envolveram testar a relação entre a similaridade da composição florística (buscando assim elucidar questões relativas a diversidade beta taxonômica) com as unidades amostrais e as variáveis climáticas e espaciais realizamos uma análise de variância multivariada permutacional baseada em distância de matrizes executada através da função “adonis” do pacote “Vegan” (OKSANEN *et al.*, 2016). Essa função reparte a soma de quadrados utilizando matrizes de distância métricas ou semimétricas (ANDERSON, 2001). As análises foram realizadas utilizando a distância de *Bray-Curtis*, que compara os valores de dissimilaridade entre as unidades amostrais. Os valores de dissimilaridade variam de 0 a 1, onde “0” consiste na dissimilaridade mínima entre as unidades amostrais e “1” a dissimilaridade máxima. A distância de *Bray-Curtis* consiste em uma medida de distância semi-métrica frequentemente utilizada para avaliar similaridade em dados ecológicos (GOTELLI & ELLINSON, 2011). Para ilustrar a similaridade na composição de espécies entre as áreas, usamos a ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS), utilizando a função *metaMDS* do pacote “Vegan” (OKSANEN *et al.*, 2016). Essa função encontra uma solução estável usando vários arranjos aleatórios e padroniza a escala no resultado por uma rotação de componentes principais. Isso maximiza a variância dos pontos no primeiro eixo, de forma que as configurações fiquem mais fáceis de interpretar (CORTEZ, 2010). Para analisar a relação entre a similaridade da composição filogenética com as variáveis espaciais e climáticas, realizamos novamente análise de variância multivariada permutacional baseada em distância de matrizes. Porém a distância utilizada foi baseada em uma matriz de distância filogenética entre as unidades amostrais (diversidade filogenética beta) utilizando os valores de MPD. Por meio desta análise nos foi permitido verificar quais variáveis preditoras determinaram o padrão de diversidade beta filogenética nas comunidades.

Por fim, para testar a autocorrelação espacial entre as áreas realizamos o teste de rotação de Procrustes, através das funções “procrustes” e “protest” do pacote “Vegan” (OKSANEN *et al.*, 2016). O teste de Procrustes gira uma ordenação para a máxima semelhança com outra ordenação, minimizando a soma dos quadrados e é utilizada na para comparação de resultados de ordenação. A significância final do teste de Procrustes é obtida através de permutação com 1000 interações baseada nos dados originais (OKSANEN *et al.*, 2016). Realizamos o teste de Procrustes tanto para a os dados de composição florística e distância geográfica como para os dados de composição filogenética e distância geográfica.

## 7. RESULTADOS

### 7.1 Diversidade taxonômica: padrão de riqueza e distribuição de espécies

Nas 17 áreas naturais protegidas analisadas no estado do Rio de Janeiro registramos um total de 1108 espécies (Anexo 1), pertencentes a 427 gêneros e 105 famílias botânicas. As famílias com maior riqueza de espécies foram Orchidaceae (108), Bromeliaceae (79), Poaceae (76), Asteraceae (66), Cyperaceae (52), Pteridaceae (43) e Dryopteridaceae (42). Essas famílias representaram 42% do total de espécies amostradas. Os gêneros com maior riqueza de espécies foram *Thelypteris* (20), *Blechnum* (18) *Anthurium* (17), *Peperomia* (17), *Pteris* (15), *Aechmea* (14), *Selaginella* (14) *Begonia* (13), *Vriesea* (13) e *Asplenium* (12).

As espécies que ocorreram em maior número de localidades foram *Anemia phyllitidis* (L.) Sw. (11), *Billbergia amoena* (Lodd.) Lindl. (9), *Dichorisandra thyrsiflora* J.C. Mikan (9) *Hemionitis tomentosa* Lam. (9), *Selaginella flexuosa* Spring (8) e *Hedychium coronarium* J. Koenig (7), que é uma espécie exótica.

As áreas com maior riqueza de espécies foram: Parque Nacional do Itatiaia (297), Parque Nacional da Serra dos Órgãos (225), Parque Nacional da Tijuca (174), Parque Estadual da Serra da Tiririca (162), Reserva Biológica do Tinguá (147), Parque Estadual da Ilha Grande (142). Já as unidades com menores riquezas foram: Reserva Biológica da União (14), Reserva Ecológica de Macaé de Cima (27), Parque Estadual da Pedra Branca (35) e Área de Proteção Ambiental de Cairuçu (40). Deve-se ressaltar que as localidades apresentam diferentes esforços amostrais e algumas ao longo de sua história, tiveram um investimento em levantamentos florísticos e programas de pesquisa científicos (WOLF & FLAMENCO-S, 2003; ROCHA, 2011, MARTINS, 2012), aumentando o número de espécies registradas. O Parque Nacional da Serra dos órgãos, Parque Nacional do Itatiaia, Área de Proteção Ambiental do Cairuçu são exemplos de locais que foram encontrada elevada riqueza de espécies devido ao esforço amostral e aos programas específicos de algumas instituições como o Jardim Botânico do Rio de Janeiro (MORAES, 2014).

**Tabela 2:** Riqueza de famílias, gêneros e espécies ao longo das 17 unidades amostrais elencadas no presente estudo. APACU: Área de Proteção Ambiental Cairuçu; EEPAS: Estação Ecológica Paraíso; MAECM: Reserva Ecológica de Macaé de Cima; MARAM: Restinga da Marambaia; PARTJ: Parque Nacional da Tijuca; PEDES: Parque Estadual do Desengano; PEIGR: Parque Estadual da Ilha Grande; PEPEB: Parque Estadual da Pedra Branca; PESTI: Parque Estadual da Serra da Tiririca; PNITA: Parque Nacional do Itatiaia; RBTI: Reserva Biológica do Tinguá; RBUNI: Reserva Biológica da União; REPBA: Reserva Biológica de Poço das Antas; RESJU: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba; RESMA: Área de Proteção Ambiental da Restinga de Massambaba; SEMAT: Área da Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira; SEROR: Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

LOCALIDADE	FAMÍLIAS	GÊNEROS	ESPÉCIES
APACU	29	35	40
EEPAS	26	41	80
MAECM	9	18	27
MARAM	7	38	60
PARTJ	52	101	174
PEDES	25	51	81
PEIGR	43	92	142
PEPEB	17	27	35
PESTI	39	115	162
PNITA	68	157	297
RBTI	53	104	147
RBUNI	8	11	14
REBPA	38	74	124
RESJU	38	86	116



RESMA	35	100	128
SEMAT	34	63	81
SEROR	44	122	225

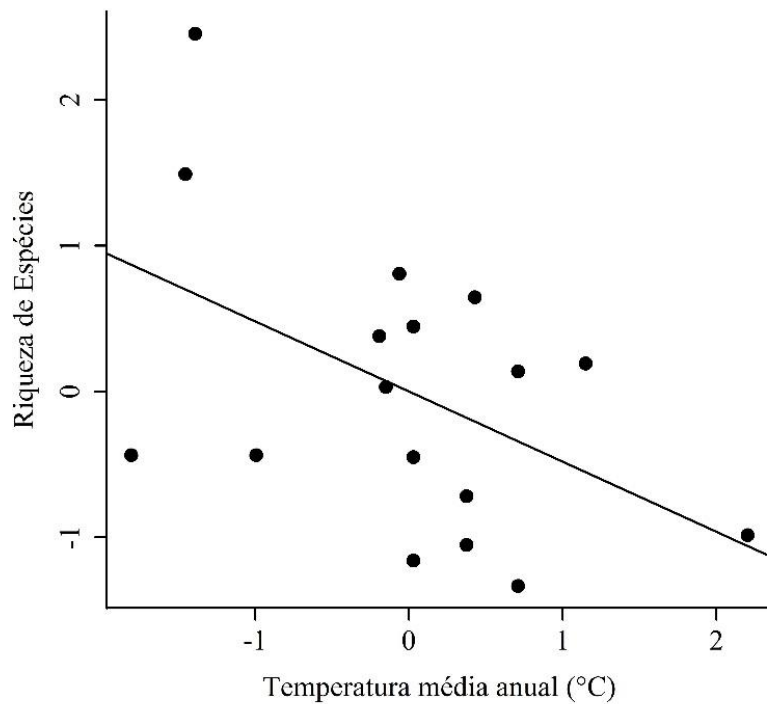
---

### 7.2 Diversidade Taxonômica: relação entre riqueza de espécies e as variáveis climáticas e espaciais

Das regressões realizadas para testar a relação entre riqueza e as variáveis climáticas e espaciais, somente a relação riqueza taxonômica e temperatura foi significativa e negativa (Figura 4), corroborando com as nossas previsões (Figura 2). As outras relações não foram significativas (riqueza x pluviosidade; riqueza x área das unidades amostrais) (Tabela 2). O Teste de Procrustes também não foi significativo, indicando não haver autocorrelação espacial entre as áreas.

**Tabela 3:** Resultados das regressões entre a composição florística e variáveis ambientais (PLUVI -pluviosidade; TMA- temperatura média anual) e a área das unidades amostrais (ÁREA).

Modelo	G.L.	R <sup>2</sup>	F	P ( $\alpha \leq 0,05$ )
RIQ x TEMP	15	0,231	4,517	0,050
RIQ x PLUVI	15	0,006	0,089	0,769
RIQ x ÁREA	15	0,006	0,089	0,769



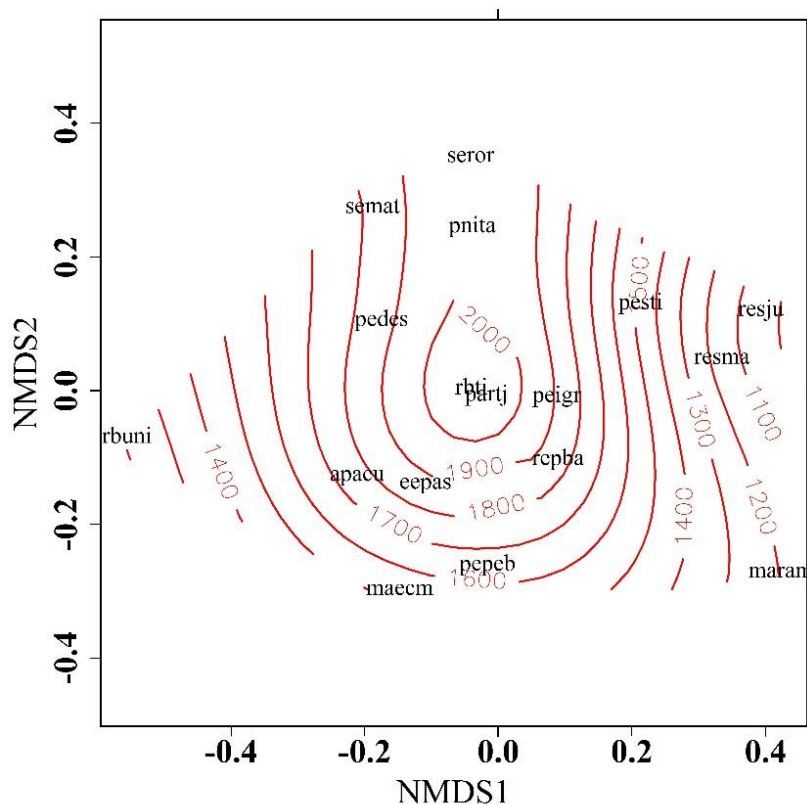
**Figura 4:** Diagrama de dispersão demonstrando a relação entre riqueza de espécies das 17 unidades amostrais do estado do Rio de Janeiro e temperatura média anual. Os valores estão em unidade de desvio padrão.

### 7.3 Diversidade Taxonomica: relação da composição florística com as variáveis climáticas e espaciais

As análises de variância multivariada de distância de matrizes entre a composição florística e as variáveis climáticas (pluviosidade anual e temperatura média anual) foram significativas (Tabela 3). Já a relação entre composição florística e área das unidades amostrais não foi significativa (Tabela 4). A ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS) indicou que há similaridade entre composição florística e pluviosidade anual (Figura 4; *stress*= 0,16) e composição florística e temperatura média anual (Figura 5; *stress*= 0,16).

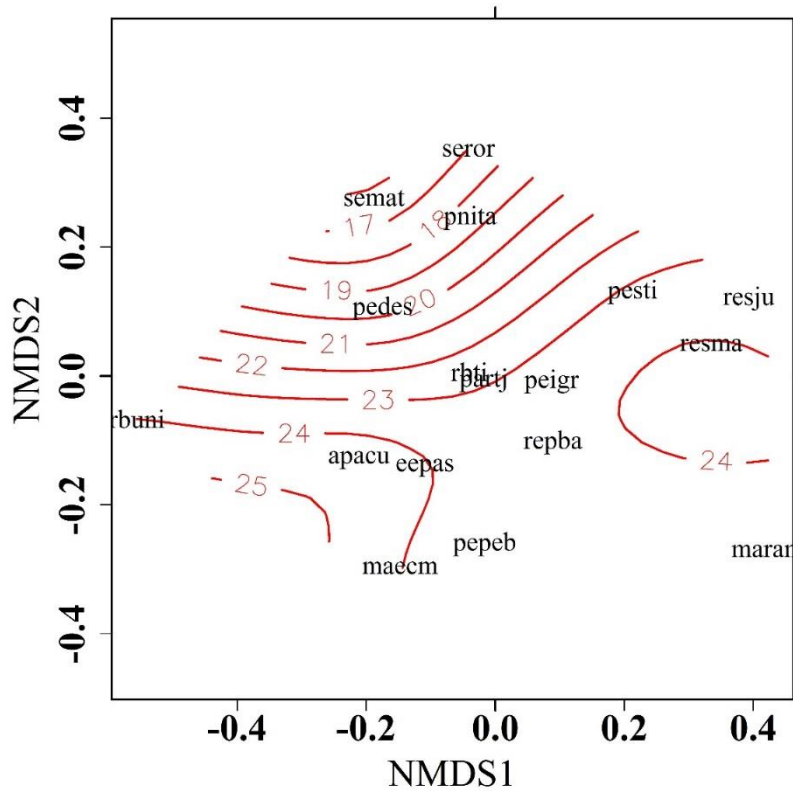
**Tabela 4:** Resultados das análises de variância multivariada de distância de matrizes entre a composição florística e variáveis ambientais (PLUVI – pluviosidade anual; TMA - temperatura média anual) e a área das unidades amostrais (ÁREA).

Variável resposta	Variáveis preditoras	G.L.	R <sup>2</sup>	F	P ( $\alpha \leq 0.05$ )
Composição florística	PLUVI	1	0,09	1,47	0,02
	TMA	1	0,09	1,45	0,02
	ÁREA	1	0,07	1,11	0,24



**Figura 5:** Ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS), mostrando a relação da composição florística das plantas herbáceas com a pluviosidades anuais nas 17 áreas protegidas no estado do Rio de Janeiro. As unidades amostrais mais

próximas compartilham maior similaridade florística. As linhas apresentam as faixas de valor de pluviosidade (mm). *Stress*= 0,16.



**Figura 6:** Ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS), mostrando a relação da composição florística das plantas herbáceas com as temperaturas médias anuais nas dezessete áreas protegidas no estado do Rio de Janeiro. As unidades amostrais mais próximas compartilham maior similaridade florística. As linhas apresentam as faixas de valor de temperatura (°C). *Stress*= 0,16

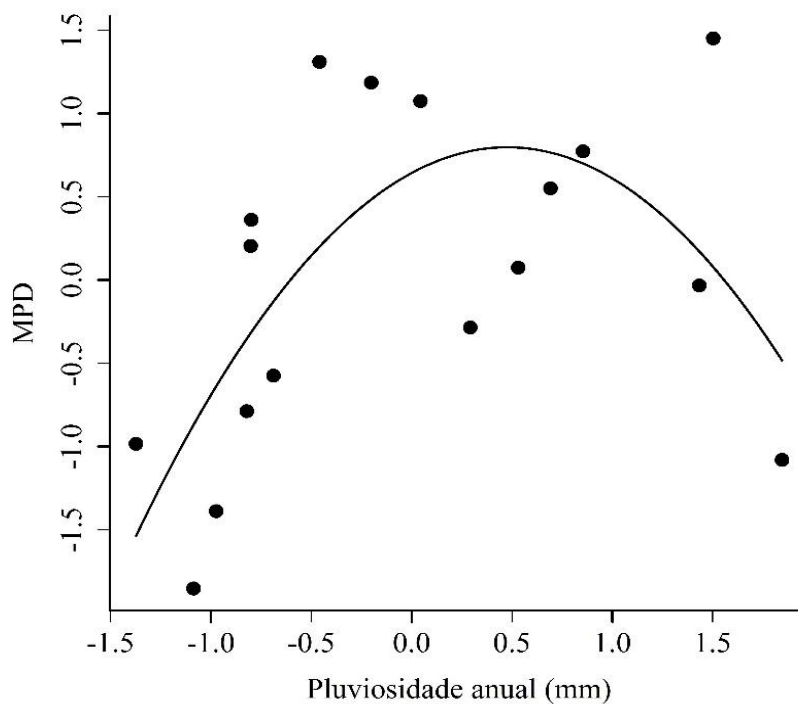
#### 7.4 Relação entre diversidade filogenética e as variáveis climáticas e espaciais

A regressão realizada para MPD e pluviosidade foi significativa, apresentando uma forma de parábola, indicando que o MPD aumentou até chegar aos níveis intermediários de pluviosidade, onde foram encontrados os maiores valores de MPD.

Após essa faixa, com o aumento da pluviosidade, os valores de MPD diminuíram (Figura 7). As relações entre MPD com temperatura e área das unidades amostrais não foram significativas, não corroborando com nossas previsões (Tabela 4).

**Tabela 5:** Resultados das regressões para as relações diversidade filogenética (MPD) e temperatura média anual (TEMP), pluviosidade anual (PLUVI) e área das unidades amostrais (ÁREA).

Modelo	G.L.	R <sup>2</sup>	F	P ( $\alpha \leq 0.05$ )
MPD x TEMP	15	0,0002	0,003	0,952
MPD x PLUVI	15	0,449	5,695	0,015
MPD x ÁREA	15	0,030	0,467	0,505



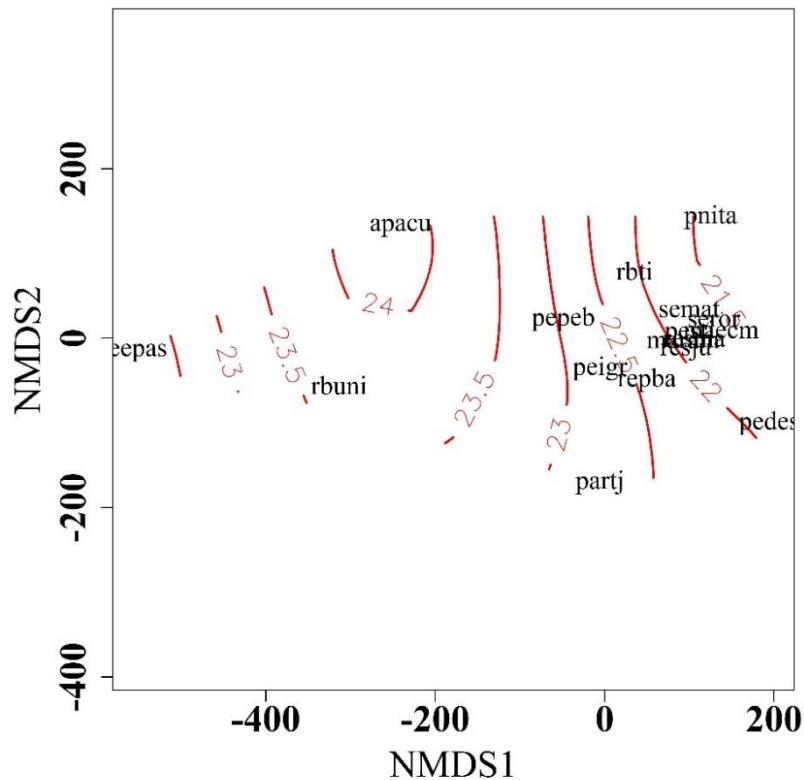
**Figura 7:** Diagrama de dispersão demonstrando a relação entre MPD e pluviosidade anual. Os valores estão em unidade de desvio padrão.

## 7.5 Relação da composição filogenética com as variáveis climáticas e espaciais

A análise de variância multivariada de distância de matrizes entre a composição filogenética e as variáveis climáticas (pluviosidade anual e temperatura média anual) e a variável espacial (área das unidades amostrais) teve somente a temperatura média anual como significativa (Tabela 5). No gráfico do NMDS (Figura 8, *stress*= 0,10), pode-se observar a relação da composição filogenética das 17 áreas amostradas com as temperaturas médias anuais.

**Tabela 6:** Resultados das análises de variância multivariada de distância de matrizes entre a composição filogenética e variáveis ambientais (PLUVI – pluviosidade anual; TMA - temperatura média anual) e a área das unidades amostrais (ÁREA).

Variável resposta	Variáveis preditoras	G.L.	R <sup>2</sup>	F	P ( $\alpha \leq 0,05$ )
Composição filogenética	PLUVI	1	0,09	1,10	0,24
	TMA	1	0,09	1,39	0,04
	ÁREA	1	0,07	0,80	0,93



**Figura 8:** Ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS), mostrando a relação da composição filogenética das plantas herbáceas com as temperaturas médias anuais nas 17 unidades amostrais do estado do Rio de Janeiro. As unidades amostrais mais próximas compartilham maior similaridade na composição filogenética. As linhas apresentam as faixas de valor de temperatura (°C). *Stress*= 0,10.

## 8. DISCUSSÃO

### 8.1 Padrões e processos relacionados a diversidade taxonômica

A grande diversidade taxonômica de espécies herbáceas encontrada no estudo reflete a biodiversidade da Mata Atlântica que é um dos biomas com maior diversidade de espécies e taxas de endemismo (MORELLATO & HADDAD, 2000; MITTERMEIER

*et al.*, 2004). Além disso, demonstra o quanto o estrato herbáceo é rico, heterogêneo e tem grande importância e contribuição para a floresta.

As variações climáticas e altitudinais no estado do Rio de Janeiro originam um gradiente ambiental heterogêneo que gera fontes de riqueza e endemismos de diversas espécies e formas de vida. Em alguns trechos do Estado, em distâncias relativamente curtas, as altitudes podem variar do nível do mar a 2500 metros de altitude em 70 quilômetros em linha reta (SCARANO, 2002; RIBEIRO *et al.*, 2008). Essa característica possibilita fontes de riqueza e endemismos de espécies na Mata Atlântica, pois a estrutura das comunidades são sensíveis mesmo em pequenas escalas de variação ambiental (RIBEIRO *et al.*, 2008; MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010). Esse fato torna-se mais evidente quando se trata de espécies herbáceas, pois estas apresentam grande sensibilidade as variações ambientais, principalmente a disponibilidade de água e luz (LIMA & GANDOLFI, 2009).

Estudos na Mata Atlântica registram maior riqueza de espécies herbáceas e subarbustivas pertencentes as famílias Orchidaceae, Bromeliaceae, Poaceae e diversas famílias do grupo das pteridófitas (CITADINI-ZANETTE 1984; NEGRELLE 2006; MÜLLER & WAECHTER, 2001). O gradiente ambiental heterogêneo e a variedade de micro-habitats na floresta propiciam um ambiente onde pteridófitas apresentam maior riqueza e variedade de hábitos, sendo o herbáceo terrícola o mais expressivo (SENNA & KAZMIRCZAK, 1997). Esse fato corrobora com o que o nosso estudo encontrou, pois grande parte das espécies amostradas pertencem a essas famílias e ao grupo das pteridófitas.

O estudo demonstrou que houve uma relação negativa entre temperatura e riqueza de espécies, corroborando com nossa previsão. As variações na temperatura têm diversas causas: efeitos latitudinais, altitudinais, diários e microclimáticos e, no solo, na água, entre outros. Quando buscamos evidências para a influência da temperatura sobre a distribuição e abundância de organismos, devemos levar em consideração também menores escalas devido ao efeito da alteração microclimática e não apenas a padrões globais e geográficos. As distribuições de muitas espécies têm estreita relação com alguns aspectos da temperatura (BEGON, 2006). Variações na temperatura e aumento da luminosidade tendem a afetar negativamente as espécies sensíveis a essa condição, podendo haver um declínio na riqueza de espécies (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; TABARELLI, 2009).



A relação entre riqueza taxonômica de espécies e pluviosidade anual não foi significativa, apesar da importância da água para as plantas herbáceas e para a estruturação de comunidades, Vieira (2014) em um estudo sobre a dinâmica da comunidade herbácea em uma área na caatinga também não encontrou relação entre riqueza de espécies e pluviosidade.

As relações significativas entre composição florística e as variáveis temperatura e pluviosidade podem ser devido ao fato de que algumas espécies do estrato herbáceo têm preferência por ambientes úmidos (RIGON *et al.*, 2011), onde o gradiente de umidade do solo define a composição e estrutura da vegetação (KEDDY, 2000). A elevação da temperatura pode diminuir a umidade do solo e originar o déficit hídrico para diversas espécies, ocasionando a diminuição na germinação e estabelecimento de plantas herbáceas (ESSEEN & RENHORN, 1998). Os resultados do estudo de Vieira (2014) mostraram que a pluviosidade e o armazenamento de água no solo podem exercer influência sobre a composição florística de espécies herbáceas da caatinga.

As áreas que possuíram composição florística semelhantes apresentaram pluviosidade e temperatura muito próximas, como por exemplo o Parque Nacional da Tijuca e a Reserva Biológica do Tinguá que possuem 22,8° C e 2601 mm e 23° e 2099.6 mm, de temperatura média anual e pluviosidade média anual, respectivamente. A relação entre composição florística com temperatura e pluviosidade demonstra que o nicho ecológico das espécies é determinante para seu estabelecimento e manutenção.

A composição de espécies das localidades indicou que são encontradas poucas espécies generalistas, isto é, que ocorrem em grande número de localidades. Muitas espécies foram encontradas em apenas uma área, podendo ser consideradas como especialistas de habitat, apresentando baixa amplitude de nicho e conseqüentemente baixa amplitude ambiental. Espécies herbáceas terrícolas não são distribuídas de forma homogênea no interior florestal pois respondem as diferenças microclimáticas, o que reflete na composição florística e na estrutura das comunidades. Isso implica no aumento da importância da conservação das florestas e conseqüentemente das espécies herbáceas (CEMIN, 2009). A maioria das espécies arbóreas da Mata Atlântica apresenta distribuição geográfica muito restrita (SCUDELLER *et al.* 2001), tendo diversidade beta alta, ou seja, cada local apresenta uma composição florística peculiar. O nosso estudo demonstrou que as plantas herbáceas do estado do Rio de Janeiro seguem esse padrão e também apresentam diversidade beta alta. Portanto, todas as áreas são de grande

importância para a conservação, considerando que todas possuem peculiaridades em relação as espécies que as compõem.

A matriz criada a partir da análise multivariada baseada em distância de matrizes utilizando o índice de *Bray-Curtis* indicou que as áreas com maior dissimilaridade florística quando comparadas com outras áreas foram Restinga da Marambaia e Reserva Biológica da União. A Restinga da Marambaia é localizada no litoral do estado entre a Baía de Sepetiba e Cabo Frio, possuindo onze formações ecológicas, sendo quatro formações herbáceas. Tem clima caracterizado como super úmido, onde não ocorre nenhum mês seco e praticamente não há deficiências de água durante todo o ano, sendo que essa água supre as necessidades das plantas durante o período das baixas precipitações (MATTOS, 2005). A diversidade geomorfológica e geológica da Marambaia permitiu o surgimento de distintas condições ambientais, principalmente aquelas relacionadas a saturação hídrica do solo, que geraram condições para o estabelecimento de diversas formações com composição florística variada. A vegetação embora tenha sofrido diversas interferências encontra-se bem preservada e nos últimos 50 anos vem sofrendo pouca pressão antrópica (MENEZES & ARAÚJO, 2005). Portanto, a Restinga da Marambaia é uma área no estado que possui características ambientais e climáticas singulares que desencadearam uma singularidade na composição de espécies. Devido a isso, essa área natural protegida é de grande importância para a conservação do estado e deve possuir atividades de manejo e políticas efetivas para a conservação e preservação desse local. A Reserva Biológica da União localizada entre os municípios de Rio das Ostras, Casimiro de Abreu e Macaé é considerada uma das mais bem preservadas da baixada litorânea e protege um dos últimos e maiores remanescentes da Mata Atlântica de baixada no estado do Rio de Janeiro. Possui elevada riqueza de espécies, várias espécies endêmicas e ameaçadas de extinção e particularidades fitogeográficas (ROCHA *et al.*, 2003) que permitiram a diferenciação na composição florística das espécies herbáceas quando comparada as outras áreas. Devido a essas características e a singularidade de sua composição de espécies herbáceas, a Reserva Biológica da União também merece grande importância para a conservação.

A espécie mais recorrente nas localidades, *Anemia phyllitidis*, é considerada a espécie mais comum do gênero *Anemia*. Esse gênero ocorre em áreas abertas e locais secos, as vezes cresce em savanas, sendo menos frequente em florestas abertas ou em florestas úmidas (SAKAGAMI, 2003). Isso demonstra que, possivelmente, nas áreas em que essa espécie ocorre pode estar havendo alterações climáticas devido ao aumento da

temperatura e redução da umidade na floresta, tornando as condições propícias para o estabelecimento dessa espécie.

*Hedychium coronarium* está entre as espécies que ocorreram com mais frequência nas localidades. Essa é uma espécie altamente tolerante a sombra sendo considerada invasora agressiva, pois tem grande desenvolvimento em locais de elevada umidade e temperatura, formando populações densas e competindo altamente com outras espécies (REASER *et al.*, 2005). A chegada de espécies invasoras, embora seja um fenômeno natural, é intensificada por ações antrópicas que facilitam a dispersão dessas espécies (BRASIL, 2004).

O resultado não significativo do Teste de rotação de Procrustes demonstrou que as áreas geograficamente mais próximas não apresentaram maior similaridade quanto a composição florística, indicando que a dispersão pode não ser mais relevante que a heterogeneidade ambiental para a composição florística de espécies herbáceas. Alguns estudos têm contribuído para sustentar que uma das causas da elevada riqueza, endemismos e diversidade beta da Mata Atlântica pode estar associada à grande variação ambiental que ela apresenta (SCARANO, 2002; TABARELLI *et al.*, 2005; NETTESHEIM, 2011). Porém, a fragmentação florestal deve ser considerada como um fator que pode contribuir para a não significância entre a proximidade das áreas. A falta de conexões entre os remanescentes florestais pode reduzir a dispersão de diásporos entre as áreas (RIBEIRO *et al.*, 2008).

O estudo corroborou com as nossas previsões, demonstrando que os processos climáticos atuam na estrutura das comunidades de plantas herbáceas, exercendo influência na diversidade taxonômica das áreas. A temperatura média anual e a pluviosidade anual são variáveis determinantes na diferenciação florística do estrato arbóreo e das plantas trepadeiras na Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO, 2000; MORAES, 2013) e como observado nesse estudo, também são importantes para o estrato herbáceo.

## **8.2 Padrões e processos relacionados a diversidade filogenética**

A relação entre diversidade filogenética e pluviosidade anual foi significativa e mostrou-se em forma de parábola com concavidade voltada para baixo, indicando que até

valores intermediários de pluviosidade a relação é positiva; após esses valores de pluviosidade a relação tende a tornar-se negativa. A água é um dos fatores de grande influência na estrutura das populações e organização das comunidades vegetais, sobretudo para populações que exibem padrões de atividades biológicas fortemente influenciadas pelos ritmos sazonais. Em termos evolutivos, o déficit hídrico pode ser um fator limitante para o crescimento em ambientes secos, podendo afetar a germinação de sementes e o crescimento das plantas tropicais, representando um sinal do ambiente (MACHADO *et al.*, 1997; BARBOSA, 2002).

As restrições hídricas que as plantas do estrato herbáceo sofrem acabam afetando a fenologia (MANTOVANI & MARTINS, 1988) e a capacidade de dispersão e reprodução. Estudos realizados para a comunidade herbácea e arbustiva de campo sujo (BARBOSA, 1997) e de cerrado *sensu strictu* (BATALHA *et al.*, 1997, BATALHA & MANTOVANI, 2000) mostraram que o aumento na precipitação média mensal relacionou-se positivamente com o aumento do número de espécies em floração e frutificação (MANTOVANI & MARTINS, 1988). Analisando a comunidade de plantas herbáceas e arbustivas do cerrado, MUNHOZ (2003) observou que os eventos vegetativos e reprodutivos foram dependentes da pluviosidade. O fato de os maiores valores de MPD encontrados nesse estudo serem observados nos níveis intermediários de pluviosidade pode ser devido a sensibilidade ambiental que as plantas herbáceas possuem. Ambientes onde há pouca ou muita precipitação tornam-se menos favoráveis para a germinação, floração e frutificação, o que impede o estabelecimento de táxons que não são adaptados a essas condições.

O sucesso dos vegetais nos ambientes depende da capacidade de resistir as condições climáticas adversas e da habilidade de sincronizar seu ciclo de crescimento e reprodução com as mudanças do ambiente (FENNER, 1985). A elevada produção de sementes, dormência e propagação vegetativa são exemplos de características que algumas espécies de plantas herbáceas adquiriram ao longo da evolução e que lhes conferem algumas vantagens. A propagação vegetativa é vantajosa na ocupação do espaço, garantindo rápida proliferação e maior probabilidade de sobrevivência de seus descendentes (VIEIRA & PESSOA, 2001). O desenvolvimento de dormência em sementes tem sido importante na evolução das espécies pois permite uma sincronização da vida dos indivíduos entre os seus estágios de desenvolvimento sucessivo e as estações (VILLIERS, 1975) ou as condições climáticas e ambientais adversas.

Modelos climáticos mostram que emissões antrópicas de gases do efeito estufa podem causar um aumento da temperatura superficial global média entre 1,4°C e 5,8°C durante este século e secas severas poderão tornar-se mais frequentes (IPCC, 2007). Esse aquecimento pode alterar padrões globais de circulação de massas de ar e ciclo hidrológico, o que pode acarretar mudanças nos regimes de precipitação global e regional e diminuição da disponibilidade hídrica para plantas em muitos ecossistemas. A tendência dos ambientes tornarem-se mais secos pode afetar negativamente a dispersão e reprodução de espécies herbáceas, conseqüentemente interferindo na evolução dos táxons. O tamanho das populações de algumas espécies herbáceas pode reduzir-se fortemente entre anos, chegando as populações a desaparecerem em anos mais secos (MUNHOZ, 2003).

A relação entre composição filogenética e temperatura foi significativa. Como já citado anteriormente, a temperatura é um dos principais fatores que influenciam na estrutura de comunidades. A maioria das áreas apresentaram a composição filogenética bem semelhante, ficando sobrepostas no gráfico. As localidades que apresentaram a composição filogenética mais distintas das demais foram a Estação Ecológica do Paraíso, Reserva Biológica da União e Área de Proteção Ambiental do Cairuçu. A Estação Ecológica de Paraíso, situada na vertente oceânica da Serra do Mar, nos municípios de Guapimirim e Cachoeiras de Macacu possui raros exemplares de ervas prostradas ou eretas e providas de rizoma e alta riqueza de trepadeiras lenhosas. A proximidade ao sopé da Serra dos Órgãos e o relevo formado por vales, pequenos morrotes e escarpas permitem o aparecimento de vegetação bastante diferenciada devido a temperatura elevada e cursos d'água (CAMPOS *et al.*, 2008). A Área de Proteção Ambiental do Cairuçu, na cidade de Paraty tem características do relevo local que apresentam peculiaridades no padrão de distribuição das precipitações e temperaturas, tendo a estação chuvosa e seca bem marcadas e temperaturas mais baixas ocorrendo nas regiões com altimetria mais elevada, se comparadas as regiões da Baixada Litorânea (MMA, 2004). A Reserva Biológica da União aparece novamente com composição filogenética mais diferenciada das demais áreas, afirmando a extrema importância da conservação nessa área que pode sofrer perdas irreversíveis. As características de heterogeneidade ambientais e climáticas dessas áreas refletem nos padrões de composição filogenética. Portanto, se levarmos em consideração as questões filogenéticas para nortear ações de conservação no estado do Rio de Janeiro, essas três áreas naturais protegidas merecem grande atenção pois apresentam táxons singulares. Devem ser priorizadas ações de manejo que considerem a singularidade dos

táxons presentes nesses locais, qualquer distúrbio de maior magnitude que possa ocorrer nessas áreas pode levar a perda de linhagens diversas e informações filogenéticas, colocando em risco milhões de anos de evolução.

O resultado do Teste de rotação de Procrustes também não foi significativo, indicando que a proximidade geográfica entre as áreas não influenciou na composição filogenética das plantas herbáceas no estado do Rio de Janeiro, reafirmando a heterogeneidade ambiental como principal fator para a estruturação de comunidades da Mata Atlântica. Apesar de destacarmos a heterogeneidade ambiental como fator predominante na estrutura de comunidades um outro fator que deve ser levado em consideração para explicar a proximidade filogenética de linhagens é a fragmentação da Mata Atlântica que formou uma paisagem em mosaicos, com poucos corredores ecológicos, o que não contribui para a dispersão de diásporos e fluxo gênico entre populações (MARTINS, 2012).

## **9. CONCLUSÕES**

As 17 áreas naturais protegidas do estado do Rio de Janeiro amostradas no estudo apresentaram em termos gerais uma alta diversidade beta taxonômica de plantas herbáceas terrícolas, pois muitas espécies foram encontradas em apenas uma área. Esse resultado reafirma a biodiversidade e heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica e mostra como o estrato herbáceo é expressivo e importante para a floresta.

A influência da temperatura média anual e da pluviosidade sobre a diversidade taxonômica e filogenética de plantas herbáceas indicou como os fatores climáticos são importantes na estrutura e diversidade de comunidades de plantas herbáceas terrícolas. As relações não significativas entre área e riqueza taxonômica de espécies e área e MPD mostraram que o tamanho das áreas naturais protegidas do estudo não exerceu nenhuma influência na estrutura das comunidades em termos de relação espécie-área e linhagens evolutivas-área. O teste de rotação de Procrustes também não foi significativo em nenhuma relação. Isso significa que a composição florística e filogenética das áreas do estudo não têm influência da distância geográfica, ou seja, a dispersão pode não ser o

processo fundamental na estrutura das comunidades. Isso pode ser decorrente do processo de fragmentação florestal da Mata Atlântica.

A Reserva Biológica da União foi considerada como a área natural protegida do estudo que mais merece atenção para a sua conservação pois foi a unidade amostral que apresentou menor riqueza de espécies e maior dissimilaridade florística e filogenética. O estudo demonstrou que as variáveis climáticas exerceram influência na composição de espécies herbáceas e que o nicho ecológico é determinante para as espécies. Portanto, os mecanismos ecológicos que influenciam na distribuição e composição florística e filogenética das espécies herbáceas terrícolas na Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro estão principalmente vinculados a processos climáticos/ambientais previstos pela teoria de nicho. Com as mudanças climáticas globais que tendem a tornar os ambientes mais quentes e secos, as áreas podem estar mais vulneráveis a extinção de espécies e perdas de linhagens evolutivas se não forem implantadas ações de manejo efetivas. As informações sobre a diversidade filogenética foram tão essenciais quanto as outras informações como riqueza e abundância de espécies para a conservação florestal. Devido a influência da temperatura média anual e da pluviosidade sobre a diversidade taxonômica e filogenética, podemos concluir que as mudanças climáticas geradas pelo aquecimento global poderão alterar drasticamente os padrões de diversidade taxonômica e filogenética entre as plantas herbáceas terrícolas no estado do Rio de Janeiro. Desde modo nossos achados neste trabalho merecem atenção para implementação de políticas de manejo e conservação dos remanescentes florestais fluminenses.

## 10. REFERÊNCIAS

ABREU, M.L. **Ocorrência de chuva ácida em unidades de conservação da natureza urbanas – estudo de caso no Parque Estadual Da Pedra Branca – Rio de Janeiro – RJ.** 2005. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Recursos Hídricos, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26, 32-46.

ANDRADE, P.M. **Estrutura do estrato herbáceo de trechos da Reserva Biológica Mata do Jambreiro, Nova Lima, Minas Gerais.** Campinas. 1992. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas – Campinas.

ARAÚJO, E.L.; FERRAZ, E.M.N. Processos ecológicos mantenedores da diversidade vegetal na caatinga: estado atual do conhecimento. In: CLAUDINO-SALES, V. (org.) **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação.** Fortaleza: Expressão Gráfica. 2003 p.115-128.

ARAÚJO, D.S.D. Área de Proteção Ambiental de Massambaba, Rio de Janeiro: Caracterização Fisionômica e Florística. **Rodriguésia**, v.60, p.07-096, 2009.

**BANCO DE DADOS DA FLORA BRASILEIRA JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO – JABOT.** Disponível em: [www.jbrj.gov.br/jabot](http://www.jbrj.gov.br/jabot). Acesso em: 2016

BARBOSA, A.A.A. 1997. **Biologia reprodutiva de uma comunidade de campo sujo, Uberlândia/MG.** Tese de doutorado. Unicamp, Campinas.

BATALHA, M.A.; ARAGAKI, S.; MANTOVANI, W. 1997. **Florística do Cerrado em Emas (Pirassununga, SP).** Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 16: 49-64.

BATALHA, M.A.; MANTOVANI, W. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between herbaceous and wood florae. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, p.29-145. 2000



BERNACCI, L.C. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta no município de Campinas, com ênfase nos componentes herbáceo e arbustivo.** 1992. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CADOTTE, M.W.; CARDINALE, B.J.; OAKLEY, T.H. Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.105, p. 17012–17017, 2008.

CAMPOS, C. G. *et al.* Arecaceae da Estação Ecológica Estadual do Paraíso – Rio de Janeiro. **Saúde e Ambiente em Revista**, v.. 3, n.1, p.96-113. 2008.

CEMIN, J.G. **Vegetação herbácea terrícola de um remanescente de floresta Atlântica no município de Criciúma, Santa Catarina.** 2009. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas – ênfase em Manejo de Recursos Naturais). Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

CIANCIARUSO, M.V. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v.9, n.3, p.93-103, 2009.

CITADINI-ZANETTE, V. 1984. Composição florística e fitossociológica da vegetação herbácea terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul. **Iheringia Série Botânica**, v. 32, p.23-62.

CONSERVATION INTERNATIONAL, 2011, Biodiversity Hotspots Map, Disponível em <http://www.biodiversityhotspots.org/xp/Hotspots/pages/map.aspx>. Acesso em 2016.

COSTA, C.D. **Variabilidade intranual da precipitação pluvial mensal no estado do Rio de Janeiro.** 2009. 42 f. Monografia (Engenharia Florestal), Departamento de Ciências Ambientais, Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1175–1182, 2005.

CHU, C.J *et al.* On the Balance between Niche and Neutral Processes as Drivers of Community Structure along a Successional Gradient: Insights from Alpine and Sub-alpine Meadow Communities. **Annals of Botany**, v. 100, p. 807–812, 2007.

DANTAS, M.E. *et al.* **Diagnóstico Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro 2000.** Disponível em:

<http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=603esid=26>.

Acesso: Agosto de 2016.

DAVIS, E.G. **Estudo de Chuvas Intensas no Estado do Rio de Janeiro. 2ª ed. revista e ampliada. Brasília: CPRM, 2000.** Disponível em: [http://www.cprm.gov.br/arquivos/pdf/rj/chuvas/chuvas\\_conclusao.pdf](http://www.cprm.gov.br/arquivos/pdf/rj/chuvas/chuvas_conclusao.pdf). Data de acesso: Maio de 2016.

DALE, D.H. ; PEARSON, S.M. Quantifying habitat fragmentation due to land use change in Amazônia. In Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.) **Tropical Forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA, 1997. p.400-409.

DAG, O.; ASAR, O.; ILK, O. **AID: Estimation of Box-Cox Power Transformation Parameter**. R package version 1.5. <https://CRAN.R-project.org/package=AID> . 2015.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo, Companhia das Letras. 1996, 484 p.

ESSEEN, P.; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology** v.12, n.6, p. 1307–1317. 1998.

FAITH, D.P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biology and Conservation**, v. 61, n.1, p.1-10. 1992.

FELFILI, J.M. Determinação de padrões de distribuição de espécies em uma mata de galeria no Brasil Central com a utilização de técnicas de análise multivariada. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer 2**: p. 35-48, 1998.

FELFILI, J.M., *et al.*, 2001. Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: Hipóteses e padronização da metodologia. p. 157- 173. In: Garay, I e B. Dias. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. Petrópolis: Editora Vozes. 430p.

FENNER, M. 1985. **Seed Ecology**. Chapman and Hall, London.

FERRAZ, *et al.* Floristic Similarities between lowland and montane areas of Atlantic Coastal Forest in Northeastern Brazil. **Plant Ecology**, v.174, p.59-70, 2004.

FIASCHI, P.; PIRANI, J.R. Review of plant biogeographic studies in Brazil. **Journal of Systematic and Evolution**, v.47, p. 477-496. 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica: período 2011-2012**. São Paulo. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2013.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Nossa Causa: A Mata Atlântica**. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>. Acesso em: 2016.

GASTON, K.J.; CHOWN, S.L. Neutrality and the niche. **Functional Ecology**, v.19, p 1-6. 2005.

GAUSE, G.F. 1934. **The struggle for existence**. Baltimore: Williams and Wilkins.

GENTRY, A.H.; DODSON, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica**, v.19, n.2, p.149-156.

GEWIN, V. Beyond Neutrality – Ecology Finds Its Niche. **PLOS Biology**, v.4, n.8, p. 1106 – 1310. 2006.

GIBBS, H. K. *et al.* Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. v.107, n.38, p.16732-16737. 2010.

GILBERT, B.; LECHOWICZ, M.J. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, p. 7651 -7656. 2004.

GRINNELL, J. 1917. **The niche-relationship of the California thrasher**. Auk 34: p.427–433. 1917.

GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. **Principios de Estatística em Ecologia**. Porto Alegre, Artmed. 525 p. 2011.

HART, S.A.; CHEN, H.Y.H. Fire, logging, and overstory affect understory abundance, diversity, and composition in boreal forest. **Ecological Monographs**, v.78, p. 123-140. 2008.

HANSEN, J.; SATO, M.; RUSSEL, G; KHARECHA, P. **Climate sensitivity, sea level and atmospheric carbon dioxide. Philosophical transactions of the royal society.** v. 371.

HARVEY, P.H.; RAMBAUT, A. 2000. Comparative analyses for adaptive radiations. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 355:1599-1606.

**HERBÁRIO VIRTUAL DA FLORA E DOS FUNGOS – INCT.** Disponível em: <http://inct.splink.org.br/> acesso em: 2016

HUTCHINSON, M.F. Concluding remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology**, v. 22, p.415–427, 1957.

HUBBELL, S.P. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. **Functional Ecology**, v. 19, p.166–172, 2005.

IBGE–INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>. Último acesso em 26/10/2016.

IPCC. **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability.** Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976pp. 2007.

KEDDY, P.A. 2000. **Wetland Ecology: principles and conservation.** Cambridge University Press. 614 p.

**THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX - IPNI** Disponível em: <http://www.ipni.org> Acesso em 7/03/2016.

KEMBEL, S.W. *et al.* Picante: tools for integrating phylogenies and ecology. [R package version 2.3-3]. 2016. R package version 2.3-3.

KOZERA, C.; RODRIGUES, R.R.; DITTRICH, V.A. de O. Composição florística do sub-bosque de uma floresta Ombrófila Densa Montana, Morretes, PR, BRASIL. **Floresta**, v.39, n.2, p.323-334. 2008.

LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 434-451. 2009

- LEGENDRE, P. e LEGENDRE, R. **Numerical Ecology**. Oxford: Elsevier, 2012, 3ª edição.
- LEIBOLD, M.A.; MCPEEK, M.A. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. **Ecology**, v. 87, p.1399 – 1410. 2006.
- LETCHER, S.G. Phylogenetic structure of angiosperm communities during tropical forest succession. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 277, p. 97–104. 2010.
- LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S. Structure of the herb stratum under different light regimes in the submontane Atlantic rain forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n.2, p. 289–296. 2009.
- LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 2016
- LOMOLINO, M.V. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. **Global Ecology and Biogeography**, v.10, p.13, 2001.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; RANKIN, J.M. e SCHUBART, H.O.R. Ecological dynamics of tropical forest fragments. In: SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C. e CHADWICK, A.C. (eds.), **Tropical rain forest:ecology and management**, Blackwell Scientific Publications. Oxford, 1983. p 377-384.
- MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, v.24, n.1, p.250-261. 2010.
- MACHADO, I.S *et al.* Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, northeastern Brazil. **Biotropica**, v.29, p. 57-68, 1997.
- MAGNAGO L.F.S. *et al.* Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **J Ecol**, v.102, n.2, p.475–485. 2014.
- MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Oxford, p. 256.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F.R. Florística do Cerrado na Reserva Biológica de Mogi Guaçu, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 7, n.1, p. 33-60. 1993.

MARTINS, S.V. **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil: 2º edição**. Viçosa – MG. Editora: UFV. 2012. p.371.

MATTOS, C.C.L.V. Caracterização climática da restinga da Marambaia, RJ. **História Natural da Marambaia**. Editora da Universidade Rural (EDUR). 2005. Pag. 55-6.

MELO, L.R. **Efeitos de borda sobre a dinâmica e estrutura das comunidades de árvores da Mata Atlântica na Reserva Biológica do Tinguá**. 2005. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Rio de Janeiro, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

MENEZES, L.F.T. ARAUJO, D.S.D. Formações vegetais da restinga da Marambaia, Rio de Janeiro. **História Natural da Marambaia**. Editora da Universidade Rural (EDUR). 2005. Pag. 67-120.

METZGER, J.P. Conservation Issues in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**. v.142, p.1138–1140, 2009.

METZER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR.; L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2003. p.423-538.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo da APA de Cairucu**. 2004.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo da Reserva Biológica de Poço das Antas**. 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo da Reserva Biológica do Tinguá**. 2006.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo da Reserva Biológica da União**. 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra dos Órgãos**. 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba**. 2007

MITTERMEIER, R.A., *et al.* Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions, University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 2005

MYERS, N., *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853–858, 2000.

MORAES, J.C.R. **Plantas trepadeiras do Rio de Janeiro: fatores ambientais determinando a composição de comunidades**. 2014. 67 f. Monografia (Ciências Biológicas) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro-Seropédica.

MORAES, L.F.D *et al.* **Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2013.

MORELLATO L.P.C.; HADDAD C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, p. 786-792, 2000.

MÜLLER, S.C.; WAECHTER, J.L. 2001. Estrutura sinusal dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, p. 395-406.

MUNHOZ, C.B.R. Padrões de distribuição sazonal e espacial das espécies do estrato herbáceo-subarbustivo em comunidades de campo limpo úmido e de campo sujo. 2003. Tese de Doutorado (Programa de Pós Graduação em Ecologia) – Universidade Federal de Brasília, Brasília.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62. 1985

NETTESHEIM, F.C. *et al.* Influence of environmental variation on Atlantic Forest treeshrub-layer phytogeography in southeast Brazil. **Acta botanica Brasílica**, v.24, n.2, p.369- 377. 2010.

NEGRELLE, R.R.B. Composição florística e estrutura vertical de um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Planície Quaternária. **Hoehnea**, v. 33, n.3, p. 261-289. 2006.

OKSANEN *et al.* **Vegan: Community Ecology Package**. [R package version 2.3-3]. 2016. R package version 2.3-3.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v.32, n.4, p.793-810. 2000.

PAVOINE, S., OLLIER, S. e DUFOUR, A.B. Is the originality of a species measurable? *Ecology Letters*, v. 8, p.579–586. 2005.

PEEL M.C.; FINLAYSON B., L., T. A. McMAHON T., A. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633 – 1644. 2007.

PEREIRA, B.A.S. **Relações vegetação-variáveis ambientais em florestas estacionais decíduas em afloramentos calcários no bioma cerrado e em zonas de transição com a caatinga e com Amazônia**. 2008. 79 p. Tese (Pós-Graduação em Ecologia). Departamento de Ecologia Universidade de Brasília – UnB – Brasília. 2008.

R Development Core Team., R: A language and environment for statistical computing. 2015. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.

RAMBALDI, D.M.A. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Série Estados e Regiões da RBMA. **Caderno da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Rio de Janeiro**. CNRBMA. 2003.

RAMOS, A.M.; SANTOS, L.A.R.; FORTES, L.T.G. **Normais climatológicas no Brasil 1961-1990**. Instituto Nacional de Meteorologia –INMET, 465 p., 2009.

RIBEIRO, M.C. *et. al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biology Conservation**, v.142, p.1144-1156. 2008.

RICOTTA, C. A parametric diversity measure combining the relative abundances and taxonomic distinctiveness of species. **Diversity and Distribution**, v. 10, n. 1, p.143-146. 2004.

RIGON, J.; CORDEIRO, J.; MORAES, D.A. Composição e estrutura da sinúsia herbácea em um remanescente de floresta ombrófila mista em Guarapuava, PR, Brasil. **Pesquisas Botânica**, v. 62, p.333-346. 2011.

REASER, J.K., GALINDO-LEAL, C. e ZILLER, S.R. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. Pp. 392-405. In C. Galindo-Leal e I. G. Câmara (eds.). **Mata Atlântica**



**Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas.** Belo Horizonte. Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional. 2005

ROCHA, C.F.D *et al.* **A Biodiversidade nos Grandes Remanescentes Florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Restingas da Mata Atlântica.** São Carlos: Editora RiMa, 2003. 160 p.

ROCHA, U.B. 2011. Estado atual e lacunas do conhecimento das epífitas do Estado do Rio de Janeiro: estudo de caso com Araceae. Dissertação de Mestrado, UFRRJ. 69p.

RODRIGUES, P. J. F. P. **A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada.** 2004. Tese de doutorado. Universidade Estadual Norte Fluminense - Campos dos Goytacazes.

SAKAGAMI, C.R. **Levantamento Florístico das Espécies de Schizaeaceae Kaulf. (Pteridophyta) no Paraná.** Curitiba, 2003. 43 f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Setor de Ciências Biológica, Universidade Federal do Paraná.

SCARANO, F.R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v.90, p.517-524, 2002.

SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R.; SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v.152, p. 185-199. 2001.

SENNA, R. M.; KAZMIRCZAK, C. Pteridófitas de um remanescente florestal no Morro da Extrema, Porto Alegre. **Revista Faculdade de Zootecnia e Veterinária Uruguaiana**, v.4, p. 47 – 57. 1997.

SHAFER, C.L. **Nature reserves: island theory and conservation practice.** Smithsonian Institution Press, Washington, 1990. 189p.

THOMPSON, R.; TOWNSEND, C.A. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, p.476–484, 2006.

TILMAN, D. Niche tradeoffs, neutrality and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion and community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, p.10854 – 10861. 2004.

- TURNER, I.M. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. **The Journal of Applied Ecology**, v.33, p.2200-209. 1996.
- WEBB, C.O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American naturalist**, v.156, n.2. 2000.
- VANE-WRIGHT, R.I.; HUMPHRIES, C.J.; WILLIAMS, P.M. What to protect: systematics and the agony of choice. **Biology Conservation**, v. 55, n. 2, p. 235-254. 1991.
- VELOSO, P.H.; RANGEL-FILHO A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro. 1991.
- VIEIRA, L.A.F. **Dinâmica da Comunidade Herbácea em uma área de caatinga no Cariri Paraibano**. 2014. 34 f. Monografia (Ciências Biológicas) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- VILLIERS, T.A. 1975. **Dormancy and survival of plants**. Edward Arnold, London.
- WEBB, C.O.; ACKERLY, D.D.; KEMBEL, S.W. **Phylocom: software for the analysis of community phylogenetic structure and trait evolution**. Version 4.0.1. Disponível em: <http://www.phylodiversity.net/phylocom/>. Acesso em: 2016. 2008.
- WEBB, C.O., ACKERLY, D.D., MCPEEK, M.A. e DONOGHUE, M.J. Phylogenies and community ecology. **Annu. Rev. Ecol. Syst**, v.33, p.475-505. 2002.
- WHIGHAM, D.F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. **Annual Rev. Ecol. Evol. Syst**, v.35, p.583-621. 2004.
- WINEGARDNER, A. K. *et al.* The terminology of metacommunity ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n.5, p. 253-254, 2012.
- WOLF, J. H. D. & FLAMENCO-S, A. Patterns in species richness and distribution of Vascular epiphytes in Chiapas, Mexico. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 1689–1707. 2003
- ZICKEL, C.S. **Fitossociologia e dinâmica do estrato herbáceo de dois fragmentos florestais do estado de São Paulo**. 1995. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.