

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**CURSO DE LICENCIATURA PLENA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**



**INVASÃO BIOLÓGICA POR *Epipremnum aureum* (L.) Engl. E IMPACTOS  
SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL EM FRAGMENTO FLORESTAL URBANO**

RITA DE CÁSSIA DA SILVA TAVARES

RECIFE

2019

RITA DE CÁSSIA DA SILVA TAVARES

**INVASÃO BIOLÓGICA POR *Epipremnum aureum* (L.) Engl. E IMPACTOS  
SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL EM FRAGMENTO FLORESTAL URBANO**

Monografia apresentada ao  
Curso de Licenciatura Plena em  
Ciências Biológicas/UFRPE  
como requisito parcial para  
obtenção do grau de Licenciado  
em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana  
Carolina Borges Lins e Silva

Co-orientadora: Dr<sup>a</sup> Ladvânia  
Medeiros do Nascimento

RECIFE

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

T231e Tavares, Rita de Cássia da Silva  
Invasão biológica por *Epipremnum aureum* (L.) Engl. e impactos sobre a regeneração natural em fragmento florestal urbano / Rita de Cássia da Silva Tavares. – Recife, 2019.  
41 f.: il.

Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.  
Coorientador: Ladvânia Medeiros do Nascimento.  
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Ciências Biológicas, Recife, BR-PE, 2019.  
Inclui referências.

1. Animais exóticos 2. Unidade de conservação 3. Jibóia  
4. Mata Atlântica I. Silva, Ana Carolina Borges Lins e, orient.  
II. Nascimento, Ladvânia Medeiros do, coorient. II. Título

CDD 574

RITA DE CÁSSIA DA SILVA TAVARES

**INVASÃO BIOLÓGICA POR *Epipremnum aureum* (L.) Engl. E IMPACTOS  
SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL EM FRAGMENTO FLORESTAL  
URBANO**

Comissão Avaliadora:

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana Carolina Borges Lins e Silva  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Orientadora

---

Dr<sup>a</sup> Ladvânia Medeiros do Nascimento  
Jardim Botânico do Recife  
Co-orientador

---

Dr. Jefferson Rodrigues Maciel  
Jardim Botânico do Recife  
Titular

---

Dra. Mayara Maria de Lima Pessoa  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Titular

---

MSc. Marina Falcão Rodrigues  
Parque Estadual de Dois Irmãos  
Suplente

RECIFE  
2019

## AGRADECIMENTOS

Acima de tudo agradeço a Deus por me permitir concluir essa etapa tão desejada e importante, porque sem Ele nada podemos fazer. Aos meus familiares, principalmente meu esposo Josias, por toda ajuda, força e exemplo que são para mim e meus amigos queridos de dentro e fora da universidade pelo apoio e carinho com o qual sempre me trataram, por todos os momentos compartilhados e principalmente pelas risadas sejam de alegrias ou de desespero.

Aos professores que colaboraram para a minha formação e instituições de apoio acadêmico, em especial a FACEPE, JBR e o Coro Universitário, que possibilitaram estágios e experiências de riqueza e conhecimento. Agradeço especialmente as minhas orientadoras Dr<sup>a</sup> Ana Carolina Borges Lins e Silva e Dr<sup>a</sup> Ladvânia Medeiros do Nascimento por toda paciência e dedicação que tiveram comigo, por não terem hesitado em ensinar, orientar, acompanhar, ceder seu tempo e compartilhar seu vasto e valioso conhecimento.

E por fim ao meu pequeno bebê que ainda não nasceu, que ainda não conheço, mas já tem me impulsionado a seguir vencendo. Muito obrigada.

## LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 - Área física atual do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco (Fonte: Nascimento et. al., 2017).	23
Figura 2 - Distribuição do número de indivíduos das famílias amostradas nas áreas não infestadas por <i>Epipremnum aureum</i> (ANI) e as áreas infestadas AI1 e AI2 no fragmento florestal de Mata Atlântica do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco.	27
Figura 3 - Análise de similaridade com base na abundância das espécies das áreas não infestadas (ANI) e infestadas (AI1 e AI2) por <i>Epipremnum aureum</i> no fragmento florestal do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco, Brasil.	30

## LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 - Dados quantitativos da estrutura e diversidade das áreas não infestadas (ANI) e infestadas por <i>Epipremnum aureum</i> (AI1 e AI2) no fragmento florestal de Mata Atlântica do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco.	25
Tabela 2- Estrutura do componente arbóreo-arbustivo regenerante por espécies mais importantes nas áreas não infestadas por <i>Epipremnum aureum</i> (ANI), áreas com até 75% de infestação (A1) e acima de 75% (AI2), no fragmento florestal de Mata Atlântica do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco, Brasil. NInd: Número de indivíduos, dpNind: desvio padrão do número de indivíduos, DA: Densidade absoluta ( $n^{\circ}$ ind.ha <sup>-1</sup> ), FA: Frequência absoluta (%), DoA: Dominância absoluta (g.ha <sup>-1</sup> ), VI: Valor de importância (%).	29



## SUMÁRIO

<b>1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>11</b>
1.1 INVASÕES BIOLÓGICAS - ORIGENS E CONCEITOS .....	11
1.2 OS IMPACTOS DAS INVASÕES BIOLÓGICAS.....	13
1.3 O PROCESSO DE REGENERAÇÃO FLORESTAL NATURAL .....	17
1.4 <i>EPIPREMNUM AUREUM</i> (L.) ENGL. (JIBÓIA).....	18
<b>2. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>21</b>
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
3.1 ÁREA DE ESTUDO .....	23
3.2 COLETA E ANÁLISE DE DADOS .....	25
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>27</b>
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>33</b>

## RESUMO

A invasão biológica é o processo que compreende a instalação e grande proliferação de uma espécie não nativa do ambiente, levando a desequilíbrios na comunidade nativa. Espécies exóticas invasoras ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies, devido as suas vantagens competitivas e facilitada pela ausência de predadores e pela degradação dos ambientes naturais, ocasionadas principalmente por ações antrópicas. As Invasões biológicas afetam processos ecológicos e o meio físico, sendo um dos agravantes, a influência sobre os processos sucessionais de regeneração das florestas. As Unidades de Conservação constituem uma forma ativa de proteção da biodiversidade e dos recursos naturais. A espécie invasora *Epipremnum aureum* (L.) Engl. é possivelmente originária das Ilhas Salomão e a principal característica que distingue *E. aureum* de espécies nativas da família Araceae é a lâmina foliar membranácea, esverdeada discolor com máculas amareladas. Suas folhas quando novas são pequenas, tamanho este relativo ao hábito terrestre rastejante, mas quando adultas passam a se aderir em um fuste tornando-se gradualmente maiores. *E. aureum* possui uma grande capacidade de colonização, aliada às condições favoráveis de sua propagação no fragmento florestal urbano do JBR e a partir desta problemática, o presente estudo visa conferir os impactos causados por esta espécie invasora sobre a regeneração deste fragmento, dando assim subsídio para futuras análises e medidas de prevenção e controle. Foram amostradas três áreas ANI, AI1 e AI2, classificadas em área não infestada e áreas com níveis de infestação (predominância da espécie invasora), para análise de descritores florísticos e estruturais. Após diagnóstico, os valores de densidade apresentaram tendência de aumento; diferença na distribuição de abundância dos indivíduos e padrões de diversidade em diminuição, ao longo da infestação. Pode haver indicações que essas áreas infestadas do fragmento do JBR podem estar fornecendo recursos que beneficiem as espécies exóticas em detrimento das espécies nativas.

**Palavras-chaves:** Espécie exótica invasora, Unidade de conservação, jibóia, Mata Atlântica.

## ABSTRACT

Biological invasion is the process that involves the establishment and large proliferation of a species not native to the environment, leading to imbalances in the native community. Invasive alien species threaten ecosystems, habitats or species, due to their competitive advantages and facilitated by the absence of predators and the degradation of natural environments, caused mainly by anthropic actions. The biological invasions affect ecological processes and the physical environment, being one of the aggravating factors the influence on the successional processes of regeneration of the forests. Conservation Units are an active way of protecting biodiversity and natural resources. The invasive species *Epipremnum aureum* (L.) Engl. is possibly from the Solomon Islands and the main feature that distinguishes *E. aureum* from native species of the family Araceae is the membranous leaf blade, greenish discolor with yellowish macules. Its leaves when new are small, this size relative to the creeping terrestrial habit, but when adults begin to adhere in a stem gradually becoming larger. *E. aureum* has a great capacity of colonization, allied to the favorable conditions of its propagation in the urban forest fragment of the JBR and from this problematic, the present study aims to check the impacts caused by this invasive species on the regeneration of this fragment, thus giving subsidy for future analyzes and prevention and control measures. Three ANI, AI1 and AI2 areas were sampled, classified in non-infested area and areas with infestation levels (predominance of invasive species), for analysis of floristic and structural described. After diagnosis, the density values showed a tendency to increase; difference in the distribution of abundance of individuals and decreasing diversity patterns throughout the infestation. There may be indications that these infested areas of the JBR fragment may be providing resources that benefit exotic species rather than native species.

**Keywords:** Invasive alien species, protected area, *jibóia*, Atlantic Forest

# 1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

## 1.1 Invasões biológicas - origens e conceitos

A movimentação de espécies úteis por humanos não é algo tão recente, com registros reconhecidos há pelo menos dez mil anos (PERRY e VANDERKLEIN, 1996). Segundo Ziller (2001), as primeiras translocações de espécies de uma região para outra foram motivadas para suprir necessidades específicas. Em outro dado momento, a introdução de novas espécies foi direcionada para fins ornamentais.

Em 1859, C. Darwin começou a identificar a problemática das espécies exóticas e invasões biológicas; entretanto, foi apenas em 1958, com Charles Elton e sua obra “Ecologia das invasões” que a temática ganhou força na comunidade científica e iniciaram as pesquisas com relação às espécies ou populações invasoras, e às comunidades e ecossistemas susceptíveis à invasão, bem como os impactos oriundos destas (PETENON e PIVELLO, 2008).

Segundo Dean (1996), as primeiras plantas exóticas no Brasil foram introduzidas já na chegada dos europeus, por volta do ano de 1500. Por meio de decretos reais do final do século XVIII e início do século XIX, ofereciam-se prêmios e isenções de impostos a pessoas que introduzissem plantas de valor econômico. Neste contexto, os Jardins Botânicos tinham como tarefa receber e aclimatar plantas tropicais de interesse econômico, aperfeiçoando a transferência de culturas coloniais (CARVALHO e JACOBSON, 2005). Durante este período, espécies arbóreas exóticas como fruta-pão, abacate, manga e até a onipotente palmeira-imperial foram introduzidas no Brasil. Juntamente com introduções de plantas oficialmente patrocinadas ou conhecidas pelo governo, havia muitas outras, como a jaca e o jambo-rosa (de origem asiática), e o coqueiro, dendê e mamona (de origem africana) (CARVALHO, 2005).

Espécies exóticas são aquelas que ocorrem numa área fora de seu limite natural historicamente conhecido, como resultado de dispersão acidental ou intencional por atividades humanas (Instituto de Recursos Mundiais; União Mundial para a Natureza; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente,

1992). O fato de a espécie ser exótica não implica, necessariamente, que haverá invasão e dano (FREITAS e SERRANO JUNIOR, 2015).

Dentre as espécies exóticas, há aquelas que, uma vez introduzidas a partir de outros ambientes, adaptam-se e se reproduzem a ponto de substituir espécies nativas e alterar processos ecológicos naturais, tornando-se dominantes após um período requerido para sua adaptação. Essas são as espécies classificadas como espécies exóticas invasoras - EEI (ZILLER, 2000). Trata-se de espécies que, em novos territórios, proliferam, dispersam-se e persistem em detrimento de espécies e ecossistemas nativos (MACK et al., 2000).

Invasão biológica é o processo de introdução e adaptação de espécies que não fazem parte naturalmente de um dado ecossistema, mas que se estabelecem e passam a provocar mudanças em seu funcionamento, em geral alterando cadeias ecológicas. A introdução pode ser realizada intencional ou acidentalmente, geralmente por vias humanas (ZILLER, 2000).

A introdução de uma espécie não significa necessariamente uma invasão de sucesso. Segundo Vermeij (1996), a grande maioria das espécies introduzidas não obtém sucesso em alguma das etapas das fases de chegada - estabelecimento - integração ao novo ambiente. A capacidade invasora de uma espécie é representada por uma série de variáveis que potencializam o sucesso de seu estabelecimento, dispersão, persistência e dominância num novo ambiente (ZILLER, 2000). A suscetibilidade de uma comunidade vegetal à invasão por espécies exóticas representa a fragilidade de um ambiente, que depende de características da própria comunidade e das espécies invasoras em cada situação (ZILLER, 2000). Outro fator a potencializar o sucesso da invasão é a ausência de inimigos naturais, tais como patógenos, predadores ou competidores na região de introdução. As espécies exóticas invasoras podem apresentar altas taxas de crescimento populacional, bem acima do que ocorre em sua região original (SANTOS e FABRICANTE, 2019).

Todas as espécies que se tornam invasoras são altamente eficientes na competição por recursos, o que as leva a dominar sobre as espécies nativas originais. Têm também alta capacidade reprodutiva e de dispersão (PIVELLO, 2011).

## 1.2 Os impactos das invasões biológicas

Invasões biológicas atuam como agentes de mudança em diversas escalas e esferas (WITTENBERG e COCK, 2001; VAN WILGEN et al., 2002; GISP, 2007). Introduções também podem ocorrer como resultados de alterações ambientais em diferentes níveis, incluindo perturbações nos ecossistemas, alterações nas práticas de uso do solo e mudanças climáticas (MOONEY e HOBBS, 2000). Dessa forma, invasões biológicas podem ocorrer em decorrência de outras mudanças em vez de serem os agentes de mudança elas próprias (VITOUSEK et al., 1996 e RICHARDSON et al., 2007;).

Aproximadamente 120 mil espécies exóticas de plantas, animais e microrganismos já foram registrados em seis países: África do Sul, Austrália, Brasil, Estados Unidos, Índia e Reino Unido. Considerando-se o número de espécies exóticas que já foram identificadas nesses países, estima-se que aproximadamente 480 mil espécies exóticas já foram introduzidas nos diversos ecossistemas da Terra (CADERNOS DA MATA CILIAR, 2010).

Dentre as plantas, muitas delas foram introduzidas como ornamentais e tornaram-se grandes invasoras de ambientes terrestres, como é o caso de *Impatiens parviflora*, *Archontophoenix cunninghamiana*, várias espécies de *Pinus* e *Eucalyptus*, dentre centenas de outras. *Salvinia molesta* e *Eichhornia crassipes* são exemplos de plantas aquáticas sul-americanas que se tornaram infestantes de lagos e represas de toda a faixa tropical do globo. Com explosões populacionais periódicas, estas espécies diminuem a oxigenação da água, levando à morte peixes e outros organismos aquáticos. Muitos outros exemplos foram reunidos por Wittenberg e Cock (2001).

A conservação da biodiversidade representa um dos maiores desafios deste final de século, em função do elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais (ACSA, 2013). Uma delas, a fragmentação de habitats terrestres, é atualmente um das principais perturbações humanas em populações e comunidades naturais (NASCIMENTO, 2007). Na Mata Atlântica, por exemplo, a maior parte dos remanescentes florestais, especialmente em paisagens intensamente cultivadas, encontra-se na forma de pequenos fragmentos, altamente perturbados, isolados, pouco conhecidos e pouco

protegidos (VIANA, 1995). Paralelamente ao processo de fragmentação florestal, espécies exóticas são voluntária ou involuntariamente introduzidas nos fragmentos, principalmente a partir do século XX, impulsionado pelo processo de globalização (DEAN, 1996).

A floresta Atlântica brasileira é uma das prioridades mundiais para conservação por abrigar amostras significativas da biodiversidade mundial e por possuir um alto índice de endemismo (THOMAS et al. 1998). O bioma foi altamente explorado a partir do período colonial brasileiro, tendo passado por diversos ciclos exploratórios econômicos, além da expansão populacional, restando hoje aproximadamente 12% da cobertura vegetal original (RIBEIRO, 2009). A Mata Atlântica no Nordeste cobria uma área original de 255.245 km<sup>2</sup>, ocupando 28,84% do seu território. Os últimos esforços das organizações não governamentais, Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE), Fundação SOS Mata Atlântica e parceiros governamentais para mapeamento da Mata Atlântica indicam que o bioma no Nordeste ocupa hoje uma área aproximada de 19.427 km<sup>2</sup>, cobrindo uma área total de 2,21% de seu território.

Santin (1999) enfatiza que o aproveitamento desses fragmentos como áreas de lazer minimiza a ação de alguns fatores de perturbação, como incêndios, extração de madeira e invasão por gado (SANTIN, 1999). No entanto, outros inúmeros fatores de perturbação, como trilhas excessivas, lixo, invasões biológicas, entre outros, degradam esses fragmentos e deterioram seu potencial ecológico e a auto sustentabilidade das populações de muitas espécies, fazendo com que essas áreas enfrentem difíceis condições de perpetuação (SANTIN, 1999; BADIRU et al., 2005; COSTA, 2006).

Entre a diversidade de espécies exóticas, a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.), espécie da família Moraceae, de origem indiana, tem sido motivo de preocupação, diante de sua fácil adaptabilidade a ambientes de floresta tropical (BARBOSA, 2016). Devido aos seus frutos carnosos, foi introduzida em diversos países com o intuito alimentar, porém, tem se tornado indesejável em alguns locais, a exemplo do Parque Nacional da Tijuca no Rio de Janeiro (ABREU e RODRIGUES, 2010). Estes relatos também são corroborados por observações *in loco* no *Campus* II da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), no município de Areia e se repetem em vários fragmentos

da região dos "brejos de altitude" (disjunção de Mata Atlântica) e na Mata Atlântica do litoral nordestino (FABRICANTE, *dados não public.*).

Dentre as plantas invasoras com porte arbóreo, a palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude destaca-se. Essa espécie foi introduzida no Brasil para uso ornamental, mas acabou se tornando invasora de fragmentos florestais remanescentes no estado de São Paulo (PIVELLO e MATOS, 2009). Ainda segundo o autor, a mesma espécie vem sendo acompanhada a cada 2,5 a 3 anos, desde 1997 e demonstra rápido processo de invasão e a dominância da espécie sobre as arbóreas nativas. Em outro estudo realizado no Centro de Ciências Agrárias da UFPB, Campus II, (RIBEIRO, FABRICANTE e ALBUQUERQUE, 2014), a espécie exótica invasora *Tradescantia zebrina* foi registrada com uma grande população devido à fragmentação e antropização da área (RODRIGUES, 2018).

O dendezeiro *Elaeis guineenses* Jacq é uma palmeira oleaginosa que foi introduzida no continente americano a partir do século XV. Quanto ao potencial invasor, o dendê é uma das espécies citadas na lista de espécies invasoras do nordeste (LEÃO et al., 2011) e pelo Instituto Hórus (2013), que disponibiliza os dados para consulta por meio do *website*, como espécies que apresentam um alto potencial a invasão. Segundo o Instituto Hórus (2010), o dendê apresenta características de espécie invasora, expulsando as espécies nativas de florestas em função do adensamento e de efeitos aparentemente alelopáticos que inibem a germinação de sementes de outras espécies. O dendezeiro comumente invade fragmentos de florestas, especialmente as áreas de florestas ciliares, formando adensamentos populacionais (GISP, 2005).

Algumas espécies apresentam distribuição restrita e baixa taxa de estabelecimento em seus habitats nativos, mas mostram grande crescimento populacional, uma vez que chegam a novos sítios. Esse é o caso da algarobeira (*Prosopis juliflora* (Sw) DC., Fabaceae), espécie exótica, arbórea, originária do norte da América do Sul, América Central e Caribe que foi introduzida no Brasil em 1942, em Serra Talhada, PE, com sementes vindas de Piura, Peru, para suplementação alimentar dos animais domesticados (NASCIMENTO, 2011). Com a retirada da vegetação ciliar, a degradação das margens dos rios nordestinos e a presença de umidade nas áreas baixas, com exclusividade para os solos das planícies aluviais, tem sido verificada a invasão

e o surgimento de densos povoamentos de *P. juliflora*. Entretanto, há expansão desordenada de *P. juliflora* por todo o Nordeste do Brasil, ocupando as áreas baixas de leitos e margens de rios do Bioma Caatinga (NASCIMENTO, 2011).

Segundo o MMA (2012), a introdução de várias espécies exóticas na Ilha Oceânica de Fernando de Noronha representa uma séria ameaça à sua biodiversidade. Uma destas espécies é um arbusto chamado localmente de "linhaça" ou "leucena" *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. Originária do México e América Central, estima-se que a leucena tenha sido levada para Noronha na década de 1940, para alimentar o gado. Nesta época, o seu cultivo era estimulado em todo o mundo. Por crescer rapidamente até em áreas degradadas, ajudar a fertilizar o solo e ser tolerante à seca, a espécie ganhou fama de "árvore milagrosa". Porém, logo começou a se espalhar onde não havia sido cultivada. Tentativas de controlá-la fracassavam: cortada, ela rebrotava vigorosamente. Antes "milagrosa", a leucena entrou na lista das 100 piores espécies invasoras do mundo. Hoje, é reconhecida como invasora agressiva e causadora de perda de biodiversidade, com ameaça destacada às ilhas oceânicas, como Havaí, Galápagos, Fiji, Indonésia, Filipinas e muitas outras.

O objetivo da criação de Unidade de Conservação é a manutenção da biodiversidade, sendo, após a criação, um desafio fazer com que se cumpra seu papel. A invasão por espécies exóticas é considerada a primeira causa de perda de biodiversidade em Unidades de Conservação (ZILLER e ZALBA, 2007), tornando-se necessário a busca de soluções para tal problema. São necessárias políticas públicas, ferramentas e procedimentos nos níveis internacional, nacional e local para dar base à avaliação dos riscos associados à introdução de espécies exóticas invasoras e para estabelecer um equilíbrio entre atividades socioeconômicas legítimas e salvaguardas apropriadas para a saúde de comunidades e de ecossistemas e o bem-estar da população humana (COSTA JUNIOR et. al., 2013).

Segundo a legislação que rege as unidades de conservação, é proibido introduzir espécies não autóctones. No entanto, há falta de conhecimento do problema e de informação técnico-científico sobre o assunto, bem como na dificuldade de seleção de prioridades para erradicação e controle (SNUC, 2000). Para Leão et al. (2011), grande parte das Unidades de Conservação no

Brasil contém espécies exóticas invasoras, destacando que não há registro específico de Unidades de Conservação que não possuam espécies exóticas invasoras em seu interior, ainda que isso seja possível, pois há carência de levantamento nesse sentido.

### **1.3 O processo de regeneração florestal natural**

É necessário reconhecer a importância da regeneração natural para o processo de manutenção e conservação florestais. O conceito de regeneração natural de espécies florestais pode variar muito de autor para autor, não havendo consenso a respeito da conceituação adequada para o termo. A expressão “regeneração natural” tem um conceito muito amplo. Para Finol (1971), todos os descendentes de plantas arbóreas que se encontram entre 0,10 m de altura até o limite de 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP) são definidos como indivíduos de regeneração natural. Rollet (1978) e Volpato (1994) consideram como regeneração natural todos os indivíduos com DAP inferior a 5 cm. Rollet (1978) considera ainda como regeneração as fases juvenis das espécies, em que cada classe diamétrica se constitui em regeneração da fração da população da mesma espécie com diâmetro superior a essa classe. Marangon et. al. (2008) opta por CAP menor que 15,0 cm e pela altura mínima de 1,0 m para análise da regeneração de espécies arbóreas, visto que, nessa altura, as espécies apresentam uma melhor definição da sua caracterização morfológica, permitindo identificação mais confiável.

Em termos de conservação, a regeneração natural é vital para assegurar que as florestas desempenhem suas funções, pois é a reposição natural das espécies e o surgimento de outras, conforme o nível de desenvolvimento dos estágios seriais, que vão garantir o equilíbrio e a perpetuação dos ecossistemas (SOUSA JÚNIOR, 2005).

Para Magnago et al. (2012), a regeneração natural é ferramenta importante para a restauração florestal, principalmente para grandes áreas geográficas, onde os métodos de plantio e outros podem ser inviáveis devido aos elevados custos financeiros. Para que a regeneração natural ocorra, é necessário que o processo de sucessão se inicie, caracterizado pela sequência

de comunidade vegetais, animais e microrganismos que sucessivamente vão ocupando uma área ao longo do tempo (KIMMINS e MAILLY, 1996).

Rodrigues e Gandolfi (2004) e Martins (2013) abordam que o isolamento de uma determinada área degradada dos fatores de perturbação é o primeiro procedimento a ser adotado na sua restauração. Assim, para promover o sucesso da regeneração natural, algumas premissas devem ser atendidas. Os fatores que influenciam diretamente os processos sucessionais de uma área são citados por Magnago et. al. (2012), Martins et. al. (2012) Martins (2009), e por Campello (1998) como sendo: oferta de propágulos e banco de sementes; histórico de uso da área; presença de dispersores; exposição do relevo, condicionamento do substrato e presença de espécies problemáticas.

Segundo Ziller (2000), numa floresta, as espécies invasoras afetam os processos ecológicos dos ecossistemas, como a ciclagem de nutrientes, a produtividade vegetal, as cadeias tróficas, a polinização, a dispersão de sementes e a sucessão ecológica, além de interferir na densidade de espécies nativas, na fisionomia e nas taxas de decomposição; o Global Invasive Species Program - GISP (2005) corrobora afirmando que espécies exóticas invasoras podem transformar a estrutura e composição das espécies de um ecossistema por repressão ou exclusão de espécies nativas, seja de forma direta ou pela competição por recursos, ou indiretamente, pela alteração na forma com que nutrientes circulam através do sistema. A devastação da flora autóctone abre caminhos para a invasão por espécies exóticas, que podem desencadear grandes impactos sobre a biodiversidade, alterando a estrutura das comunidades e inibindo a regeneração das espécies nativas (MARGALEF, 1994).

#### **1.4 *Epipremnum aureum* (L.) Engl. (jibóia)**

A família Araceae compreende um grupo de plantas ornamentais caracterizada pela beleza de suas folhagens (COELHO, 2000), sendo apreciadas por inúmeros colecionadores no mundo. No Brasil, várias espécies são utilizadas em projetos paisagísticos de praças e jardins botânicos, sendo em sua maioria espécies exóticas.

As aráceas constituem um grupo de distribuição principalmente tropical, com cerca de 3.000 espécies e 104 gêneros (MAYO et al., 1998). A região neotropical abriga aproximadamente 36 desses gêneros e o maior número de espécies. Para o Brasil, são referidas aproximadamente 450 espécies distribuídas em 30 gêneros (SAKURAGUI, 1994). Aproximadamente metade das espécies está concentrada em dois gêneros: *Anthurium* e *Philodendron*, ambos exclusivamente neotropicais. Além destes, outros gêneros nativos de importância ornamental são: *Monstera*, *Spathiphyllum* e *Caladium*. Outros gêneros são introduzidos e cultivados, entre os quais *Alocasia*, *Aglaonema*, *Colocasia*, *Epipremnum*, *Typhonium*, *Typhonodorum* e *Zantedeschia*.

Os gêneros ornamentais mais conhecidos no Brasil são *Alocasia*, *Anthurium* (antúrios), *Dieffenbachia*, *Epipremnum*, *Monstera*, *Philodendron*, *Spathiphyllum*, *Syngonium* e *Zantedeschia*, sendo que destes, somente *Alocasia*, *Epipremnum* e *Zantedeschia* não ocorrem naturalmente no país (ASSIS e SAKURAGUI, 2005).

A reprodução assexuada pode ocorrer através de estolões, rizomas, tubérculos, folhas ou brotos (RAVEN et al., 2007). Nos dois tipos de reprodução ocorre transferência de nutrientes da planta-mãe para sua prole. Na reprodução sexuada, isso se dá através das sementes e frutos e na assexuada através de conexão física e fisiológica com os rametas (WIED e GALEN, 1998). Esse tipo de conexão, chamado de integração fisiológica, permite a exploração de locais com recursos favoráveis sem as dificuldades associadas ao estabelecimento de sementes (LANTZ e ANTOS, 2002).

*Epipremnum aureum* (L.) Engl. é uma espécie possivelmente originária das Ilhas Salomão. Trata-se de uma espécie que nunca foi coletada fértil na natureza, sendo seu material descritivo proveniente de um indivíduo cultivado em estufa do Jardim de Linden das Ilhas Salomão. Acredita-se que esta espécie seja, na verdade, uma seleção de horticultura efetuada por caçadores de plantas do século XIX e que possivelmente tenha se originado nas Ilhas Salomão (BOYCE, 1998).

A *Epipremnum aureum*, segundo Temponi et al. (2005), caracteriza-se por apresentar grandes colônias terrestres em fase juvenil, tornando-se hemiepífita quando encontra uma planta suporte apropriada. Uma característica muito comum na família Araceae se refere à plasticidade

morfológica que as espécies possuem. A principal característica que distingue *E. aureum* de espécies nativas da família é a lâmina foliar membranácea, esverdeada, discolor, com máculas amareladas. Suas folhas quando novas são pequenas, tamanho este relativo ao hábito terrestre rastejante, mas quando passam a se aderir em um fuste tornam-se gradualmente maiores, chegando a meio metro de comprimento e tornando-se dilaceradas (SCHNEIDER e COELHO, 2006).

Essa espécie de Araceae é hemiepífita secundária, isto é, com hábito de vida inicialmente no solo e, posteriormente sobre as árvores. Depois que atinge as árvores na forma epífita e passa a possuir folhas maiores em comprimento e largura (tamanho de três ou quatro vezes maiores ou ainda mais do que isso) fixam suas raízes grossas nas árvores, alcançando os topos mais altos. Essa característica pode representar uma estratégia para fazer com que aumente a sombra para os indivíduos jovens, ainda no solo, ou mesmo para captar mais luminosidade e realizar os processos fotossintéticos (KUPAS, 2016).

*E. aureum* reproduz-se facilmente a partir de estacas e pedaços destacados de caule e é disperso principalmente vegetativamente. A espécie raramente floresce na natureza (MOODLEY et. al. 2017), porém, inclusive na forma de pequenos indivíduos, revela o comportamento invasor da espécie (BONNET, 2014). O estado invasivo global de *E. Aureum* incitou uma avaliação do risco e gestão de invasão de espécies (WILSON et al., 2013).

## 2. INTRODUÇÃO

Em fragmentos florestais, a regeneração natural tem papel importante na renovação da composição florística e na manutenção do equilíbrio estrutural das espécies nativas nos seus diversos estratos vegetais, conduzindo a comunidade para estágios sucessionais cada vez mais avançados (UHL et al., 2006, HULLER et al., 2011; SILVA; MELO, 2013). O objetivo final desse processo é reconstituir o ecossistema, garantindo a manutenção da biodiversidade vegetal e suas interações com a fauna ao longo do tempo (EBERT et al., 2014; RODRIGUES e GANDOLFI, 2014; SANTIAGO et al., 2014).

Esse complexo e contínuo processo de reconstituição e organização estrutural e florística da floresta é determinado pelo recrutamento, crescimento e sobrevivência ao longo das diferentes fases de vida de seus indivíduos (RICHARDS, 1952; BARTON, 1984). Um dos mecanismos mais importantes que controlam a regeneração florestal é a limitação no recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas, que pode ser devido a um pequeno número de sementes produzidas e/ou dispersas, ou mesmo a processos pós-dispersão, afetando o sucesso de estabelecimento de plântulas (ALVES e METZGER, 2006). Assim, avaliar e monitorar a regeneração natural constitui uma das maneiras de se perceber o estado de conservação ou perturbação de determinada comunidade florestal (KUNZ; MARTINS, 2014).

No contexto biodiversidade, Fabricante et. al. (2012) afirmam que, atualmente, a diversidade da Mata Atlântica se encontra bastante ameaçada, devido à intensa ocupação antrópica sofrida ao longo do tempo. Assim, intensas perturbações no ambiente como a invasão por exóticas, podem causar alterações na composição florística e abundância de espécies na comunidade, resultando, muitas vezes, em redução da diversidade ou mesmo levando espécies nativas à extinção (MACK et al., 2000; VELDMAN; PUTZ, 2011). Como consequência, a introdução de espécies exóticas invasoras é atualmente considerada uma das maiores ameaças à diversidade biológica em escala global, inclusive em unidades de conservação (VILÀ et. al., 2011). A antropização sofrida pela Mata Atlântica facilita a ocorrência desse fenômeno ameaçador (FABRICANTE et. al., 2012).

A invasão de habitats por espécies ocorre através de um processo em sequências, com estágios iniciados pela introdução e seguidos pela estabilização, dispersão, colonização e dominância da espécie invasora. Uma parte considerável das espécies exóticas não se torna invasora, pois não ultrapassam as fases de introdução ou estabilização. Essa resistência pode ser caracterizada por fatores bióticos e abióticos. As espécies que completam o processo de invasão podem ainda estabelecer-se para sempre ou por fenômenos ecológicos, condições biofísicas ou características da própria espécie exótica ou ter sua estabilização interrompida (LEVINE et al., 2003; ZILLER, 2008; PIVELLO, 2011).

É sabido que, atualmente, grande parte das Unidades de Conservação no Brasil contém espécies exóticas invasoras, destacando que não há registro específico de Unidades de Conservação que não possuam espécies exóticas invasoras em seu interior, ainda que isso seja possível (LEÃO et. al., 2011). Ainda segundo os autores, a existência de espécies exóticas invasoras nas áreas é incompatível com a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais e devem ser alvo de estudos, de erradicação ou de controle permanente.

O Jardim Botânico do Recife (JBR) é atualmente caracterizado como unidade de conservação e apresenta um fragmento florestal de Mata Atlântica que vem sofrendo com a forte presença de espécies exóticas invasoras. As espécies exóticas, muitas vezes com potencial ornamental, transmitem ao visitante uma falsa mensagem de fazerem parte da constituição daquele ecossistema. Dentre as espécies exóticas que ocorrem no fragmento do JBR, *Epipremnum aureum* (L.) Engl., exótica de origem asiática, destaca-se encantando os visitantes com sua folhagem de forte apelo ornamental que cobre vasta área do chão e troncos da floresta, criando um conceito ecológico equivocado e que dificulta a erradicação das espécies exóticas, visto que um dos vetores das invasões biológicas são as atividades antrópicas.

Todavia, é fundamental que as atividades de manejo estejam pautadas em estudos que identifiquem o grau de ocupação da espécie no espaço e as consequências da presença destas na diversidade e na estrutura da comunidade florestal. Assim, este trabalho teve como objetivo analisar a riqueza e abundância da regeneração natural do fragmento florestal do JBR

sob influência das diferentes intensidade de cobertura de *Epipremnum aureum* (L.) Engl., a fim de subsidiar o planejamento de ações de intervenção para controle da exótica no fragmento.

### 3. MATERIALE MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no fragmento florestal urbano do Jardim Botânico do Recife – JBR, distando cerca de 12km do centro da cidade do Recife – PE. Está localizado no km 7,5 da BR 232, no Bairro do Curado e integra a bacia hidrográfica do Rio Tejipió. A floresta encontra-se circundada por matrizes urbana e industrial e por manchas florestais e possui 113,6 ha pertencentes ao JBR e Exército Brasileiro. O JBR faz parte da Unidade de Conservação Municipal denominada Matas do Curado, criada em 1960, a partir da reformulação do Parque Zoobotânico do Curado, o qual fazia parte da mata do antigo Instituto de Pesquisa Agropecuária do Nordeste – IPEANE (RECIFE, 2010).

Correspondida entre as coordenadas geográficas 08°04' e 08°05' Latitude S e 34°59' e 34°57' Longitude WGr., a 20m abaixo do nível do mar, com perímetro de 1.796,19 metros, sua área total é de 10,72 ha dos quais 8,53 ha apresentam cobertura vegetal e 2,19 ha são áreas edificadas (áreas de visitação, viveiros e de plantas medicinais).

Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo As', ou seja, clima tropical quente chuvoso, onde as chuvas são bem distribuídas durante o ano, mais intensas nos meses de maio a julho e de menor pluviosidade entre outubro e dezembro. A temperatura média anual é de 25°C, podendo sofrer variações de 23°C a 28°C e precipitação média anual em torno de 2.000 mm/ano.

Com relação aos aspectos geológicos e geomorfológicos, a área se caracteriza essencialmente por Morros rebaixados do Modelado Cristalino (Pe), limitando uma faixa contínua da Planície Fluvial (Qfl) (Alheiros et al. 1995). Segunda a FADURPE (2004), a área da Planície Fluvial apresenta um aquífero raso cuja exploração está comprometida por contaminação antrópica. Quanto

ao recobrimento pedológico da área, o solo é caracterizado como Argissolo vermelho-amarelo distrófico, muito profundo, com textura média/argilosa, fase floresta subperenifólia e relevo ondulado e forte ondulado. Na área de floresta de várzea, o solo foi classificado como Neossolo Flúvico TB Eutrófico + Gleissolo Háptico TB Eutrófico, ambos muito profundos, com saturação por bases elevada na maior parte dos primeiros 120 cm da superfície, segundo FADURPE (2004), conforme citado por Nascimento et al. (2017. p. 59).

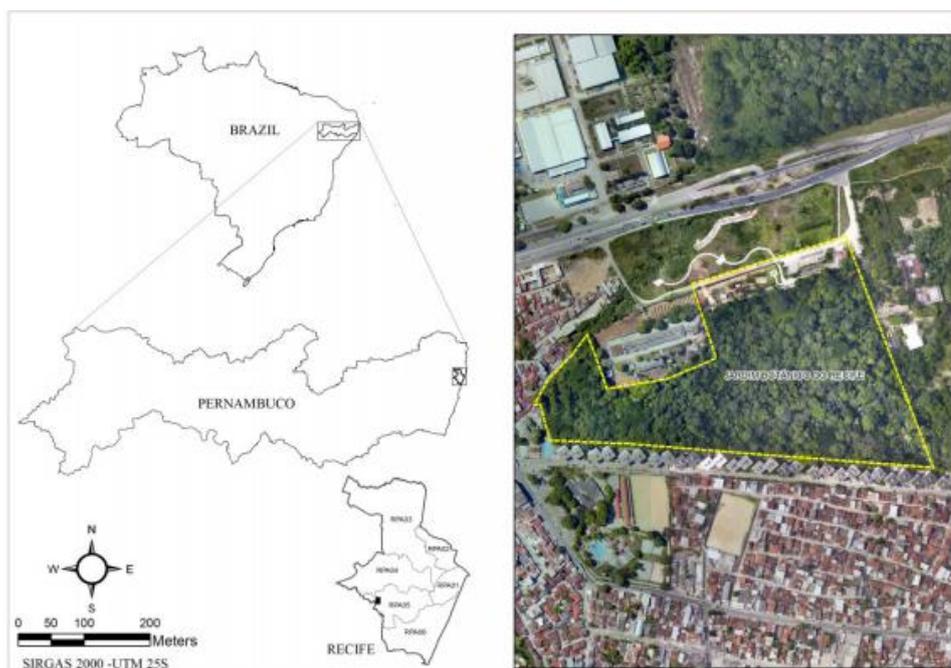
O fragmento florestal é classificado como Floresta Ombrófila das Terras Baixas (VELOSO e GOES-FILHO 1982), comumente denominada como floresta atlântica ou mata atlântica (FERRAZ et al. 2012), e representa um dos principais fragmentos urbano de floresta atlântica do município de Recife.

Além de área pública de lazer e contemplação, o espaço abriga um corpo técnico que realiza pesquisas voltadas à botânica, restauração florestal e conservação da biodiversidade da Mata Atlântica; um projeto de educação ambiental voltado para escolas e grupos espontâneos, onde o visitante acompanhado de um monitor realiza uma caminhada pelas trilhas do JBR, onde são abordados temas como: importância da preservação e conservação da Mata Atlântica, espécie ameaçadas, relações ecológicas da fauna e flora, utilização de recursos naturais e relação homem-natureza, além de atividades de conservação e manutenção das espécies “ex situ” e “in situ”.

Na instituição, inserida num fragmento de Mata Atlântica, funcionam os setores administrativos, Núcleo de Educação Ambiental, biblioteca e meliponário, bem como jardins, coleções, sede da Brigada Ambiental e estacionamento. O JBR está associado à Rede Brasileira de Jardins Botânicos (RBJB) e Conservation International (BGCI). Diante do registro de categorização no Ministério de Meio Ambiente (MMA), tem vinculação com o Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do (IPJBRJ), instituição responsável diante do MMA para apoio aos jardins botânicos do Brasil (NASCIMENTO et al, 2017).

De acordo com Nascimento et al. (2017), a área florestal do JBR vem, ao longo de sua história de ocupação, sofrendo intervenções antrópicas, como aberturas de trilhas e ajardinamentos com espécies inadequadas, provocando alterações florísticas e estruturais no fragmento.

Figura 1. Área física atual do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco (Fonte: NASCIMENTO et al., 2017).



### 3.2 Coleta e análise de dados

Para a coleta e análise de dados, foi utilizada a técnica de montagem de parcelas fixas, pois ela permite avaliar a composição e estrutura florística e acompanhar as mudanças no local (PÉLLICO NETTO e BRENA, 1997).

Para estudo do impacto das plantas herbácea exótica *Epipremnum aureum*, foram analisadas 20 parcelas de 5m x 5m (25m<sup>2</sup>), distantes 5 m entre elas, sendo 10 em *área não invadida* (ANI) e 10 em *área invadida* (AI). As parcelas foram georreferenciadas com uso de GPS Garmin modelo 78s, e coletadas amostras botânicas das espécies para a confecção de exsicatas e, posterior identificação. Em todas as parcelas, foi verificada a presença ou ausência da espécie exótica e amostradas, marcadas e identificadas as espécies regenerantes das parcelas, para posterior acompanhamento. Foram considerados como indivíduos regenerantes aqueles acima de 1m de altura e com o máximo de 15 cm de diâmetro na altura do solo (DAS).

Após montagem das parcelas, seguiu-se com o trabalho de análise e classificação de acordo com o nível de infestação apresentado. Para a análise,

foram consideradas a riqueza e abundância das espécies exóticas e as características da invasão, tais como: cobertura do solo e verticalização dos indivíduos. Para fins de classificação, foram estabelecidos níveis de infestação de acordo com a predominância da espécie invasora na parcela; aos quais foram divididos em: nível 1: 0-25% (mínimo), nível 2: 25-50%, nível 3: 50-75% e nível 4: 75-100% (máximo). A AI foi dividida em AI1, constando as parcelas com níveis 1, 2 e 3 de infestação e AI2 contemplando as parcelas com nível 4 de infestação.

Para análise e a identificação do material, foram utilizadas bibliografia específica, comparação e consulta a especialistas. As famílias de Angiospermas seguem a proposta da APG III (2009).

Os dados foram inseridos no software – FITOPAC versão 2.1 (SHEPHERD, 2012) para obtenção dos descritores florísticos e estruturais, por área (ANI, AI1, AI2): Densidade total ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ), Área Basal total ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), Diâmetro – média (cm), Altura – média (m), número de Famílias, número de Espécies, diversidade de Shannon e Equabilidade. Para testar a hipótese da influência da herbácea invasora sobre a assembleia de regenerantes nativas, as variáveis densidade e riqueza de regenerantes foram testadas entre tratamentos por meio da análise de variância (ANOVA) de um fator, seguida do teste t para comparações posteriores, após testar homogeneidade das variâncias com teste de Shapiro-Wilk. Foram realizadas ainda as análises de agrupamento e de similaridade da composição florística para conferir as diferenças e semelhanças entre as áreas ANI, AI1 e AI2 ou estabelecimento de grupos específicos em alguma das áreas. A matriz de similaridade florística resultante foi utilizada para a análise de agrupamento, pelo método de médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) e pela geração de um dendrograma. As análises e gráficos foram realizadas no software R 3.4.3 para Windows.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas três áreas foram amostrados 944 indivíduos regenerantes, distribuídos no total de 80 espécies e 30 famílias, com densidade absoluta total de 10.488,89 (ind.ha<sup>-1</sup>). A ANI apresentou número de indivíduos de 299, densidade absoluta de 9966,67 ind.ha<sup>-1</sup> e área basal de 0,10 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>; a AI1 foi de 317 ind., 10566,67 ind.ha<sup>-1</sup> e 0,11 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> e a AI2 foi de 328, 10933,3 ind.ha<sup>-1</sup>, 0,13 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> (Tabela 1). Estes valores mostraram uma tendência de aumento ao longo do nível de infestação, embora sem diferenças significativas (Tabela 1).

Aparício et al. (2011) e Silva et al. (2007), analisando a regeneração natural em fragmentos pequenos e grandes de mata atlântica de Pernambuco mostraram número de indivíduos bem abaixo do encontrado no JBR, 134 e 194 indivíduos, respectivamente. Este padrão parece estar relacionado com o nível de distúrbio do fragmento. O fragmento do JBR, além de pequeno apresenta interferências antrópicas, além da infestação de espécies exóticas. Segundo Nascimento et al. (2014), a densidade e área basal são mais altas em estágios iniciais de sucessão após distúrbio, diminuindo ao longo do tempo de regeneração, corroborando padrões para florestas tropicais antropizadas (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; DEWALT et al., 2003).

Tabela 1. Dados quantitativos da estrutura e diversidade das áreas não infestadas (ANI) e infestadas por *Epipremnum aureum* (AI1 e AI2) no fragmento florestal de Mata Atlântica do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco.

Parâmetros	ANI	AI 1	AI 2
Área total da amostra (ha)	0,03	0,03	0,03
Nº de indivíduos	299,00a	317,00a	<b>328,00a</b>
Densidade total (ind.ha <sup>-1</sup> )	9966,67 ±5727,02 <sup>a</sup>	10566,67 ±7002,25a	<b>10933,33</b> ±6901,56a
Área Basal total (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	0,10 <sup>a</sup>	0,11a	<b>0,13a</b>
Dominância Absoluta	3,45	3,69	<b>4,48</b>
Diâmetro – média (cm)	1,77±1,13 <sup>a</sup>	1,69±1,26a	1,88±1,30a
Altura – média (m)	2,21±1,61 <sup>a</sup>	2,34±1,49a	2,20±1,26a
Nº. de Famílias	<b>22</b>	21	21
Nº. de Espécies	<b>49<sup>a</sup></b>	40a	44a

Índice Shannon-Wiener	<b>2,97±0,02</b>	2,70±0,02	2,60±0,02
Equabilidade	<b>0,76</b>	0,73	0,69

Médias, nas linhas, seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 5% de significância.

A área não infestada apresentou número de famílias (22) e espécies (49) superior às áreas infestadas AI1 (21 e 40 spp.) e AI2 (21 e 44 spp.), entretanto essa diferença não foi significativa (Tabela 1). Os valores de diversidade de Shannon e da equabilidade também apresentaram este mesmo padrão de diminuição com o nível de infestação por *Epipremnum aureum* (Tabela 1).

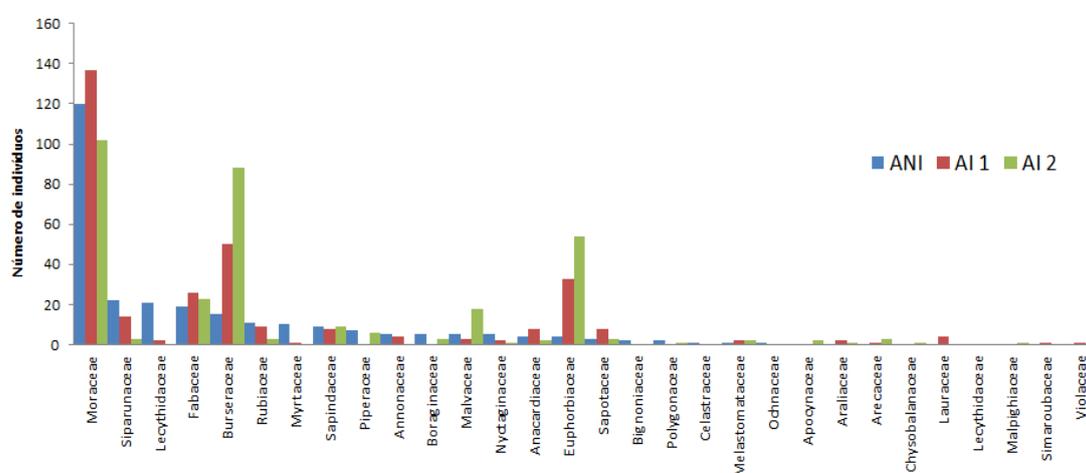
Aparício et al. (2011) e Silva et al. (2007) encontraram valores superiores em número de famílias (21 e 31), espécies (43 e 60 spp.) e índice de Shannon (3,32 e 3,57 nat.ind<sup>-1</sup>), respectivamente. Nascimento et al. (2014) encontraram números de espécies de 48, 67 e 77 spp. e índices de Shannon de 3,21, 3,32 e 3,47 nat.ind<sup>-1</sup> no sub-bosque ao longo da cronosequência de 12 anos, 20 anos e área madura, respectivamente. Quando comparado estes valores encontrados por estes autores, foi possível observar que o fragmento do JBR apresenta valores inferiores, independentemente do tamanho, idade do fragmento e nível de infestação por exóticas. Segundo Parker *et al.* (1999), dentre os principais impactos provocados por espécies exóticas nos ecossistemas invadidos, destacam-se a diminuição da riqueza de espécies e da diversidade de um modo geral.

Os resultados indicam que há diferença na distribuição de abundância dos indivíduos ao longo dessas famílias amostradas (figura 2). A família Moraceae se destacou em todas as áreas, independentemente do nível de infestação. Nas ANI, destacam-se também as famílias Siparunaceae, Lecythidaceae e Fabaceae, enquanto nas AI1 e AI2, além de Moraceae destacaram-se também as famílias Burseraceae, Euphorbiaceae e Malvaceae como as mais abundantes (figura 2).

Aparício et al. (2011) e Silva et al. (2007) encontraram Moraceae e Burseraceae entre as famílias mais importantes em riqueza e abundância, enquanto a família Euphorbiaceae não é citada entre as mais importantes na regeneração natural em nenhum desses trabalhos. Pode haver indicações que essas áreas infestadas do fragmento do JBR podem estar fornecendo recursos

que beneficiem as espécies exóticas da família Euphorbiaceae, assim como da família Moraceae, que mesmo sendo comumente encontradas em outros fragmentos, tem no JBR a espécie exótica *Artocarpus heterophyllus* como uma das mais abundantes.

Figura 2. Distribuição do número de indivíduos das famílias amostradas nas áreas não infestadas por *Epipremnum aureum* (ANI) e as áreas infestadas AI1 e AI2 no fragmento florestal de Mata Atlântica do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco.



A análise da estrutura mostrou que as 10 espécies mais importantes em abundância nas ANI são responsáveis por 71% da densidade absoluta, com destaque para *Helicostylis tomentosa*, seguida por *Brosimum guianense*, *Siparuna guianensis*, *Eschweilera ovata* (Tabela 2). Nas áreas infestadas AI1 e AI2, as 10 espécies mais importantes foram responsáveis por 79 e 84% da densidade absoluta, respectivamente. Nessas áreas infestadas, *Brosimum guianense*, *Protium heptaphyllum* se destacaram com os maiores valores de importância, seguidas por *Hevea brasiliensis* e *Artocarpus heterophyllus*, que são espécies exóticas na Mata Atlântica (Tabela 2).

A análise de similaridade da abundância das espécies mostrou que a ANI formou um grupo isolado das áreas infestadas AI1 e AI2, indicando que mesmo parecendo semelhante em composição florística, há distinção da distribuição de densidade dessas espécies no fragmento. Os grupos formados pelas parcelas com variação no nível de infestação (AI1 e AI2) não indicaram uma tendência clara de separação de grupos (figura 4).

Quando comparado a abundância das espécies mais importantes com os fragmentos estudados por Aparício et al. (2011) e Silva et al. (2007), foi possível observar que os elementos de composição florística são semelhantes às áreas do JBR, porém há uma melhor distribuição da abundância das espécies mais importantes, representando 62,39% e 53,78% da população amostrada, respectivamente. Enquanto, no JBR as 10 espécies representam mais de 70% da abundância, em áreas com aumento no nível de infestação, o que reforça a perda de diversidade com a presença das espécies exóticas, principalmente com as abundâncias de *Hevea brasiliensis* e *Artocarpus heterophyllus* nas áreas infestadas por *Epipremnum aureum*, que parece ser uma espécie facilitadora para outras exóticas.

*Epipremnum aureum* é uma herbácea que tem o comportamento semelhante a uma gramínea, que, segundo Costa; Mitja; Leal Filho (2013), ocupa espaço e inibem a regeneração natural. O conceito de plantas inibidoras faz parte de um conjunto de mecanismos que atuam sobre as comunidades vegetais, contribuindo para o direcionamento da sucessão natural.

Segundo o modelo sucessional de Connell e Slatyer (1977), existem três modelos principais de desenvolvimento sucessional: facilitação, inibição e tolerância, que descrevem o efeito de uma espécie na probabilidade de assentamento de outra, podendo esse efeito ser positivo, negativo ou neutro. A sucessão resultará em parte das mudanças no ambiente causadas pelos colonizadores dominantes das fases iniciais. A inibição pode ocorrer tanto pela competição efetiva pelos recursos disponíveis, como por interferência direta por meio de químicos nocivos, como a alelopatia (BARBOSA; PIVELLO; MEIRELLES, 2008).

Testes de alelopatia com *Epipremnum aureum* deve ser realizado para comprovar se fatores químicos, além da eficiente cobertura do espaço, podem estar facilitando ou inibindo o desenvolvimento de espécies nativas no fragmento. Nossos dados indicaram a facilitação para ocupação do espaço por outras espécies arbóreas exóticas (*Hevea brasiliensis* e *Artocarpus heterophyllus*). Este fato é preocupante para o futuro sucessional desse fragmento florestal e é indicado como tópico prioritário para futuras análises.

Tabela 2. Estrutura do componente arbóreo-arbustivo regenerante por espécies mais importantes nas áreas não infestadas por *Epipremnum aureum* (ANI), áreas com até 75% de infestação (A1) e acima de 75% (A2), no fragmento florestal de Mata Atlântica do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco, Brasil. NInd: Número de indivíduos, dpNInd: desvio padrão do número de indivíduos, DA: Densidade absoluta (nº ind.ha<sup>-1</sup>), FA: Frequência absoluta (%), DoA: Dominância absoluta (g.ha<sup>-1</sup>), VI: Valor de importância (%).

ANI	NInd	dpNInd	DA	FA	DoA	VI
<b><i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. &amp; Endl.) Rusby</b>	83	5,57	<b>2766,67</b>	<b>100,00</b>	<b>0,73</b>	58,42
<b><i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber</b>	29	2,27	<b>966,67</b>	<b>83,33</b>	0,19	23,03
<b><i>Siparuna guianensis</i> Aubl.</b>	26	2,41	<b>866,67</b>	<b>66,67</b>	0,19	20,59
<b><i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers</b>	21	1,91	<b>700,00</b>	<b>66,67</b>	0,35	23,40
Não identificada	11	3,18	366,67	8,33	0,10	10,16
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	11	1,38	366,67	41,67	0,09	7,22
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	9	1,06	300,00	41,67	0,09	9,42
<i>Artocarpus heterophyllum</i> Lam.	8	0,89	266,67	50,00	0,11	10,45
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	8	1,56	266,67	16,67	0,17	9,04
<i>Myrciaria ferruginea</i> O. Berg.	6	1,00	200,00	25,00	0,05	5,77
	212		71%			
<b>A1</b>						
<b><i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber</b>	67	6,07	2233,33	<b>75,00</b>	0,19	35,31
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	48	5,36	1600,00	58,33	0,42	33,61
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. Ex A.Juss.) Müll.Arg.	33	5,28	1100,00	41,67	0,34	24,55
<i>Artocarpus heterophyllum</i> Lam.	32	3,65	1066,67	<b>83,33</b>	<b>0,45</b>	32,38
<b><i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. &amp; Endl.) Rusby</b>	32	3,08	1066,67	<b>66,67</b>	0,51	31,90
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	17	1,62	566,67	58,33	0,20	17,67
<b><i>Siparuna guianensis</i> Aubl.</b>	14	2,04	466,67	33,33	0,08	13,38
<i>Pouteria</i> cf. <i>nordestinensis</i> Alves-Araújo & M. Alves	8	0,98	266,67	41,67	0,22	9,43
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	7	0,90	233,33	33,33	0,15	3,61
<i>Psychotria carthaginensis</i> Jacq.	6	1,00	200,00	25,00	0,17	4,58
	252		79%			
<b>A2</b>						
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	77	8,01	2566,67	<b>66,67</b>	<b>0,88</b>	51,14
<b><i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber</b>	66	3,42	2200,00	<b>100,00</b>	0,44	41,86
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	51	8,04	1700,00	33,33	0,59	32,71
<b><i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. &amp; Endl.) Rusby</b>	20	1,67	666,67	<b>66,67</b>	0,16	17,70
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	17	4,01	566,67	25,00	0,35	15,95
<i>Artocarpus heterophyllum</i> Lam.	15	2,63	500,00	33,33	0,21	13,17
<i>Protium giganteum</i> Engl.	11	1,44	366,67	33,33	0,29	13,68
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	8	0,89	266,67	50,00	0,07	9,88
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	5	0,79	166,67	25,00	0,08	6,29
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	4	1,15	133,33	8,33	0,04	3,17
	274		84%			

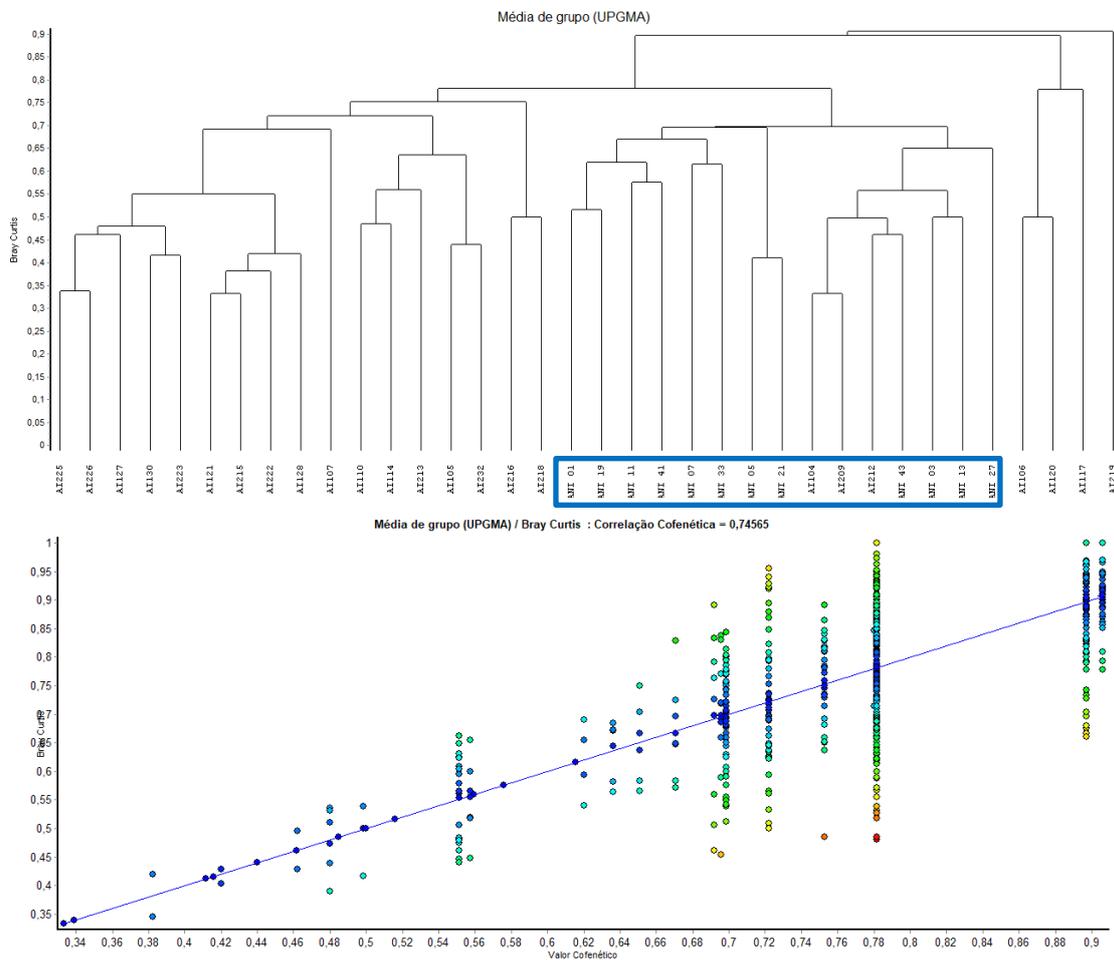
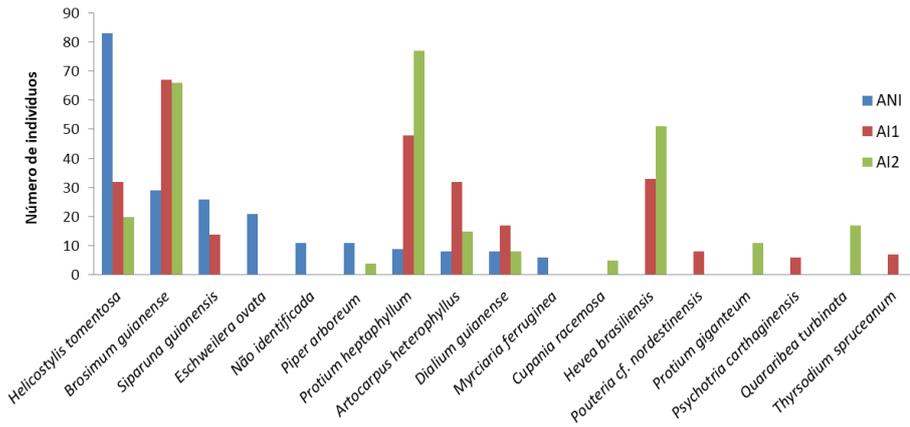


Figura 3. Análise de similaridade com base na abundância das espécies das áreas não infestadas (ANI) e infestadas (AI1 e AI2) por *Epipremnum aureum* no fragmento florestal do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco, Brasil.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R. C. R.; RODRIGUES, P. J. F. P. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. **Rodriguésia** 61(4) (2010): 677-688.
- CHAVES A. D. C. G.; SANTOS R. M. DE S.; DOS SANTOS J. O.; FERNANDES A. DE A.; MARACAJÁ P. B. **ACSA – Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 9, n. 2, p. 43-48, abr - jun, 2013.
- ALHEIROS, M. M.; LIMA FILHO, M. F.; FERREIRA, M. G. X. Carta geotécnica da cidade do Recife. 1995.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotrop.** Campinas, v.6, n.2, 2006. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1676-06032006000200005&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032006000200005&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 03 jul. 2019.
- APARÍCIO, W. C. da S.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FELICIANO, A. L. P.; APARICIO, P. S.; COSTA JUNIOR, R. F. Estrutura da regeneração natural de espécies arbóreas em um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. ISSN (online): 1981-0997. v.6, n.3, p.483-488, jul.-set, 2011.
- BADIRU, A. I.; PIRES, M. A. F.; RODRIGUEZ, A. C. M. Método para a classificação tipológica da floresta urbana visando o planejamento e a gestão das cidades. In: **Simpósio Brasileiro de sensoriamento remoto**, 12. 2005, Goiânia. Anais. São José dos Campos.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 51, n. 4, p. 625-631, 2008.
- BARBOSA, U. DO N. Aspectos ecológicos e influência de *Artocarpus heterophyllus* Lam na estrutura do componente arbóreo de fragmento florestal urbano, Recife, PE. Recife, 2016.
- BARTON, A. M. Neotropical pioneer and shade-tolerant tree species: do they partition trefall gaps? **Tropical Ecology**, Varanasi, v. 25, p. 196-202, 1984.

BONNET, A.; DA CUNHA, C. F.; CURCIO, G. R.; DE RESENDE, A. S.; GONÇALVES, F. L. A.; UHLMANN, A. Epífitos vasculares e sua distribuição na paisagem. Embrapa Pesca e Aquicultura. In: PRADO, R. B.; FIDALGO, E. C. C.; BONNET, A. (Ed.). **Monitoramento da revegetação do COMPERJ: etapa inicial**. Brasília, DF : Embrapa, 2014.

BOYCE P. C. The genus *Epipremnum* Schott (Araceae-Monsteroideae Monstereae) in westand central Malesia. **Blumea** **43**: 183-213. 1998

BRASIL. Lei Federal n. 9.985, de 18 de Julho de 2000. **Regulamenta o artigo 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências**. Presidência da República – Casa Civil, Brasília. DF. 18 de jul. 2000. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9985.html](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.html)>. Acesso em: 08 de maio de 2019.

AZEVEDO C.; DECHOUM M. S.; ZENNI L. D.; ZILLER S. R.; ZALBA S. M. Espécies exóticas invasoras. **Cadernos da Mata Ciliar** [recurso eletrônico]. São Paulo: SMA, N. 3, 2009. Disponível em: [https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/822745/mod\\_resource/content/1/Zalba%20-%202010%20-%20Cadernos%20da%20Mata%20Ciliar.pdf](https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/822745/mod_resource/content/1/Zalba%20-%202010%20-%20Cadernos%20da%20Mata%20Ciliar.pdf). Acesso em 08 de maio de 2019.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas, In DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.) – Recuperação de áreas degradadas, Viçosa: UFV, Departamento de Solos; **Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas**, 1998. p.183-202.

CARVALHO, F. A. Efeitos da fragmentação florestal na florística e estrutura da Mata Atlântica submontana da região de Imbaú, Silva Jardim-RJ. Dissertação de Mestrado, UENF, Campos dos Goytacazes. 2005.

CARVALHO, F. A.; JACOBSON, T. K. B. Invasão de plantas daninhas no Brasil: uma abordagem ecológica. In: **Simpósio brasileiro sobre espécies exóticas invasoras**, Brasília, DF: MMA, 2005.

CARVALHO, J. O. P. Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará. Curitiba: UFPR. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná. 1982. 128p

COELHO M. Philodendron Schott (Araceae): morfologia e taxonomia das espécies da reserva ecológica de Macaé de Cima – Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 51 (78-79): 21-68. (2000)

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

COSTA JUNIOR J. E. V.; NOGUEIRA C. DE O. G.; COIMBRA L. A. B. Impacto ambiental em unidades de conservação ocasionado por espécies exóticas. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 3, 2013, pp. 179-182.

COSTA, J. R.; MITJA, D.; LEAL FILHO, N. Bancos de sementes do solo em pastagens na Amazônia Central. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 74, p. 115-125, 2013.

COSTA, R. Impactos sobre remanescentes de florestas de Mata Atlântica na zona oeste da grande São Paulo: um estudo de caso da mata da Fazenda Tizo. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006. 211 p.

DE ASSIS, M. C.; SAKURAGUI, C. Coleta e conservação de germoplasma de plantas ornamentais, com ênfase em Alstroemeriaceae e Araceae. Brasília **Embrapa Meio Ambiente**. 2005

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

DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management** 182, (2003): 139-151.

FABRICANTE, J. R.; et al. "Invasão biológica de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil: impactos sobre a fitodiversidade e os solos dos sítios invadidos." **Acta Botanica Brasílica** 26.2 (2012): 399-407.

FADURPE - Fundação Apolônio Salles. Diagnóstico ambiental da zona especial de proteção ambiental Jardim Botânico para categorização e regulamento Urbanismo e Meio Ambiente, 88p. 2004.

FINOL, U. H. Nuevos parâmetros a considerarse em el analisis estructural de las selvas virgenes tropicales. **Rev. For. Venezolana**. v. 14, n. 21, 1971.p. 29-49,

FREITAS V. DE P.; JÚNIOR O. S. Poluição ambiental por espécies exóticas invasoras. **Lusíada. Direito e Ambiente**, Lisboa, nº. 2/3 de 2011, pp. 263-285.

GISP. 2007. Invasive alien species and protected areas A scoping report, part I. The global invasive species programme. 93p. <[http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias\\_protectedareas\\_scoping\\_i.pdf](http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias_protectedareas_scoping_i.pdf)> Acesso em 14 de maio de 19.

GISP. 2007. The Economic Impact and Appropriate Management of Selected Invasive Alien Species on the African Continent. Report prepared by CSIR, South Africa.

GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAM – GISP. **Programa Global de Espécies Invasoras**. [S.l.], 2005. Disponível em: <<https://www.gisp.org/>>. Acesso em: 07 de maio de 2019.

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

HULLER, A. Regeneração natural do componente arbóreo e arbustivo do Parque Natural Municipal de Santo Ângelo – RS. **REVSBAU**, Piracicaba – SP, v.6, n.1, 2011.p.25-35.

INSTITUTO DE RECURSOS MUNDIAIS; UNIÃO MUNDIAL PARA A NATUREZA; PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE. A estratégia global da biodiversidade - diretrizes de ação para estudar, salvar e usar de maneira sustentável e justa a riqueza biótica da Terra. Curitiba: World Resources Institute / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 1992, 232 p.

KIMMINS, J. P.; MAILLY, D. Ecological succession: processes of change in ecosystem. In: KIMMINS, J. P. (Ed.). **Forest Ecology**. New York: Macmillan Publishing Company, 1996. p. 399-348.

KUPAS, F. M. Estrutura da sinúcia herbácea e efeitos da sazonalidade em um fragmento urbano de floresta estacional semidecidual do Oeste do Paraná. 2016.

LANTZ, T. C.; ANTOS J. A. Clonal expansion in the deciduous understory shrub, devil's club (*Oplopanax horridus*; Araliaceae). **Canadian Journal of Botany**, 80 (2002): 1052-1062.

LEÃO, T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M. S.; ZLLER, S. R. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental - Recife, PE. 2011. 99 p.

LEVINE, J. M.; VILA, M.; D'ANTONIO C. M.; DUKS, J. S.; GRIGULIS, K.; LAVOREL, S. M. Mechanism underlying the impacts of exotics plant invasions. **Proc. R. Soc. Lond. B.** 270 (2003): 775-781.

MACK R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; EVANS, H.; CLOUT, M. BAZZAZ, F. A. Biological Invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Ecological Applications**, 10 (2000): 689-710.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENKKE, T. S.; IAUSKAS, N. M. **Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal.** In: MARTINS, S.V. (Ed): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p.69-100

MARANGON, L.; JUARES, J.; PATRIOTA, A. Y.; LINS, C. Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore.** 32 (1): 183-191, 2008. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48813376020>. Acesso em: 06 de maio de 2019.

MARGALEF, R. Dynamic aspects of diversity. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, n. 4, p. 451-456, 1994.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados – Viçosa, MG:** Ed. UFV, 2012. 293p.

MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator potential in canopy gaps of a semideciduous Forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M.V. (Ed.) **Forest regeneration: ecology, management and economics.** New York: Nova Science Publishers, p.113-128, 2009.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. **Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica.** In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados.** Viçosa: Editora UFV, p.17-40, 2012.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Cienc.**

**Cult.** São Paulo, v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009. Disponível em <[http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0009-67252009000100012&lng=en&nrm=iso](http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252009000100012&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 08 Maio 2019.

MAYO, S. J.; BOGNER, J.; BOYCE, P. The genera of Araceae. Surrey, **UK: Royal Botanic Gardens**, Kew. 1998. 370 p.

MINISTÉRIOS DO MEIO AMBIENTE. Subsídios para o controle de *leucaena leucocephala*, espécie exótica invasora, na ilha de F.N. – 2012.

MMA. 2005. Informe nacional sobre espécies invasoras. MMA.

MOODLEY D.; PROCHE S.; WILSON J. R. U. Assessing and managing the threat posed by *Epipremnum aureum* in South Africa. **South African Journal of Botany**. Volume 109, March 2017, Pages 178-188. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0254629916337760?via%3Dihub>>. Acesso em: 07 de maio de 2019.

MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. (eds.). Invasive species in a changing world. **Island Press**, Washington, DC. 2000.

NASCIMENTO, C. E. de S. **Invasão da algarobeira: impactos negativos.: Embrapa Semiárido**. Petrolina, 2011. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/926506/invasao-da-algarobeira-impactos-negativos>>. Acesso em 06 de maio de 2019.

NASCIMENTO, L. M.; OLIVEIRA, A. M.; do NASCIMENTO U. B. (2017). Aspectos históricos e ambientais do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco. **Revista Arrudea - A revista do Jardim Botânico do Recife**, 3 (1-2), 51-75.

NASCIMENTO, S. M. Efeitos da fragmentação de habitats em populações vegetais. Monografia do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, IB, UNICAMP. 2007.

NASCIMENTOS L. M.; SAMPAIO E. V. S. B.; RODAL M. J. N., LINS-E-SILVA A. C. B. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence. **J For Res** 19 (2014): 501–513.

PARKER, I. M.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; GOODELL, K.; WONHAM, M.; KAREIVA, P. M.; WILLIAMSON, M. H.; VON HOLLE, B.; MOYLE, P. B.; BYERS, J. E.; GOLDWASSER, L. Impact: toward a framework

for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions** 1: 3-19. 1999.

PÉLLICO NETTO S., BRENA D. A. **Inventário Florestal**. Curitiba: Editorado pelos autores, 1997.

PERRY, J.; VANDERKLEIN, E. Waterquality: Management of a natural resource. **Biddeford: Blackwell Science**. 1996.

PETENON, D.; PIVELLO, V. R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação**, 6(1), (2008). 65-77.

PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no Cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia.Info**, (33). 2011. Disponível em <<http://www.ecologia.info/cerrado.htm> >. Acessado em 14 de maio de 2019.

RAVEN, P. H.; EVERT R. F.; EICHHORN S. E. **Biologia vegetal**. 7a ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. (2007) 856p.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1141- 1153, jun. 2009.

RICHARDS, P. W. **The Tropical Rain Forest**. Cambridge University Press, 1952. 450p.

RICHARDSON, D. M.; HOLMES, P. M.; ESLER, K. J.; GALATOWITSCH, S. M.; STROMBERG, J. C.; KIRKMAN, S. P.; PYŠEK, P.; HOBBS, R. J. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, 13, 126 – 139. 2007.

RODRIGUES R. R.; GANDOLFI S. **Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da USP: Fapesp, 2004. P. 235-247.

RODRIGUES, E. F. Levantamento florístico como ferramenta para a criação de um jardim botânico. Areia: UFPB/CCA, 2018. 55 f.:il. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2018.

ROLLET, B. L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Plaine. **Norgent sur Marne: Centre Technique Forestier Tropical**, (1974) 297p.

ROLLET, B. Arquitetura e crescimento das florestas tropicais. Belém: SUDAN, 1978. 22 P.

SAKURAGUI, C. M. Araceae dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais, Brasil. 1994. 156p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT I. B. "Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil." **Biodiversidade Brasileira** 2 (2014): 32-49.

SANTIN, D. A. A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação. 1999. 502 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SANTOS, L. A.; FABRICANTE, J. R. Impactos da exótica invasora *Boerhavia diffusa* L. sobre a diversidade de espécies do estrato herbáceo e arbustivo autóctone de uma área ripária na Caatinga, Sergipe, Brasil. **Scientia Plena**, 15(1). 2019

SCHNEIDER S. M.; COELHO MAN. Inventário das Araceae do Palácio de São Cristóvão e do Horto Botânico do Museu Nacional, Quinta da Boa Vista – Rio de Janeiro, Brasil. **Publicações Avulsas do Museu Nacional** 113 (2006): 1-28.

SILVA, W. C. DA; MARANGON L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FELICIANO A. L. P.; COSTA JUNIOR R. F. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta ombrófila densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 321-331, out-dez, 2007. ISSN 0103-9954.

SOUSA JÚNIOR, G. A. Zoneamento da faixa tampão do reservatório da UHE-Camargos e avaliação de sua regeneração natural. Dissertação de Mestrado, Lavras, Brasil, 2005. 103p.

TEMPONI L. G.; GARCIA F. C. P.; SAKURAGUI C. M.; CARVALHO-OKANO R. M. DE. Diversidade Morfológica e Formas de Vida das Araceae no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. **Rodriguésia** 56 (88) (2005): 1-13.

THOMAS, W. W.; CARVALHO, A. M. A.; GARRISON, J.; ARBELAEZ, A. I. Plant endemism in two Forest in southern Bahia. **Brazilian Biodiversity Conservation**, 7 (1998) : 311-322.

VAN WILGEN, B. W.; MARAIS, C.; MAGADLELA, D.; JEZILE, N.; STEVENS D. Win-win-win: South Africa's Working for Water programme. In: PIERCE S. M.; COWLING R. M.; SANDWITH T.; MACKINNON K. (eds.) Mainstreaming biodiversity in development: case studies from South Africa. **The World Bank**, Washington D.C. 2002. p 5 – 20.

VELDMAN J. W.; PUTZ F. E. Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the Southern edge of the Amazon Basin. **Biological Conservation**, v. 144, n. 5, p. 1419-1429, 2011.

VELOSO, H. P.; GÓES FILHO, L. Fitogeografia brasileira, classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico, Série Vegetação** 1. 1982.

VERMEIJ, G. J. An agenda for invasion biology. **Biological conservation** 78 (1996): 3-9.

VIANA, V. M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In: Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/ University of Florida, 1995. p. 135-154.

VILÀ, M.; ESPINAR J. L.; HEJDA, M.; HULME, P. E.; JAROSIK, V.; MARON, J. L.; PERGL, J.; SCHAFFNER U.; SUN, Y.; PYSEK, P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, 14 (2011): 702-708.

VITOUSEK, P. M., D'ANTONIO, C. M., LOOPE, L. L., WESTBROOKS, R. Biological invasions as global environmental change. **American Naturalist**, 84(5), 1996. p.468 – 479.

VOLPATO, M. M. L. Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de mata atlântica: uma análise fitossociológica. Viçosa: 1994. 123 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Viçosa.

WIED, A.; GALEN C.. Plant parental care: conspecific nurse effects in *Frasera speciosa* and *Cirsium scopulorum*. **Ecology**, 79 (1998): 1657-1668.

WILSON J. R. U.; IVEY P. , MANYAMA P. , NÄNNI I. A new national unit for invasive species detection, assessment and eradication planning. **South African Journal of Science**, 109 (2013), pp. 1-13. Disponível em: <[http://www.scielo.org.za/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0038-23532013000300011](http://www.scielo.org.za/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0038-23532013000300011)>. Acesso em: 07 de maio de 2019.

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. (eds.). Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. **CAB International**, Wallingford, Oxon, UK, xvii – 2001. 228 p.

ZILLER, S. R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 178, p. 77-79, dez. 2001.

ZILLER, S. R. Instituto para o Desenvolvimento de Energias Alternativas e da Auto sustentabilidade (Ideas) PR. 2000.

ZILLER, S. R.; ZALBA S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 8-15, 2007.

ZILLER, S. R.; DECHOUM M. DE S. "Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil." **Biodiversidade Brasileira** 2 (2014): 4-31.

ZILLER, S. R. A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2000.

ZILLER, S. R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. 2008. Disponível em <<https://www.institutohorus.org.br/>>. Acesso em 14 de maio de 2019.