



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS



MARIA MANUELA BANDEIRA DE AGUIAR

**SUCCESSÃO FLORESTAL EM CRONOSSEQUÊNCIA NA FLORESTA
ATLÂNTICA: CAPACIDADE DE RESILIÊNCIA E INFLUÊNCIA DO MEIO**

Recife, Pernambuco, Brasil

Abril de 2016

MARIA MANUELA BANDEIRA DE AGUIAR

**SUCCESSÃO FLORESTAL EM CRONOSSEQUÊNCIA NA FLORESTA
ATLÂNTICA: CAPACIDADE DE RESILIÊNCIA E INFLUÊNCIA DO MEIO**

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE, para a obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais, Área de concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Florestais.

Orientadora:

Prof.^ª. Dr.^ª. ANA CAROLINA BORGES LINS E SILVA

Coorientadoras:

Prof.^ª. Dr.^ª. LADIVÂNIA MEDEIROS DO NASCIMENTO

Prof.^ª. Dr.^ª. MARIA JESUS NOGUEIRA RODAL

Recife, Pernambuco, Brasil

Abril de 2016

Ficha catalográfica

A282s Aguiar, Maria Manuela Bandeira de
Sucessão florestal em cronosequência na floresta atlântica:
Capacidade de resiliência e influência do meio / Maria Manuela
Bandeira de Aguiar. – Recife, 2016.
60 f. : il.

Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de
Ciência Florestal, Recife, 2016.
Inclui referências e apêndice(s).

1. Convergência 2. Luminosidade 3. Declividade 4. Assembleia
arbórea I. Silva, Ana Carolina Borges Lins e, orientadora II. Título

CDD 634.9

MARIA MANUELA BANDEIRA DE AGUIAR

**SUCCESSÃO FLORESTAL EM CRONOSSEQUÊNCIA NA FLORESTA
ATLÂNTICA: POTENCIAL DE RESILIÊNCIA E INFLUÊNCIA DO MEIO**

Aprovada em 26/02/2016

Banca examinadora:

Prof. Dr. André Maurício Melo Santos
(Centro Acadêmico de Vitória-UFPE)
Titular

Prof^ª. Dr.^a. Jarcilene Almeida-Cortez
(Departamento de Botânica-UFPE)
Titular

Orientadora:

Prof^ª. Dr.^a. Ana Carolina Borges Lins e Silva
(Departamento de Biologia - UFRPE)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família, por ser a minha base, sempre me apoiando e me estimulando a melhorar no que posso. Em especial, aos meus pais e a minha irmã, pelo carinho e por fazerem de tudo para me ajudar. Amo vocês.

A Lucas Canuto, por todo companheirismo e paciência comigo ao longo dessa jornada.

À minha orientadora Ana Carolina, que sem a ajuda e ensinamentos não conseguiria terminar essa dissertação. Obrigada por todo o apoio.

Às minhas coorientadoras, em especial à Ladivânia, por todo ensinamento e ajuda na identificação das espécies nas constantes idas a herbários.

A todos que fazem parte do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFRPE. Em especial, a Marquinhos, Pedro, Fabi, Élyda e Monara, que me ajudaram sempre que possível e que tornaram os meus dias mais felizes.

À gerência do Parque Estadual de Dois Irmãos, por ter permitido minha pesquisa e ao Banco central por ter permitido a entrada na área nova do Parque e aos seus seguranças.

Ao PPBIO/CNPq, Rede Mata Atlântica e todos seus constituintes, em especial aos do sítio PEDI, que possibilitaram que a minha pesquisa fosse realizada.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais da UFRPE, pelo apoio, e à CAPES, pela concessão da bolsa.

Aos herbários Geraldo Mariz (UFPE), Vasconcelos Sobrinho (UFRPE) e Dárdano de Andrade Lima (IPA) que consultei para identificação das minhas coletas, em especial às suas curadoras, Marlene Barbosa, Maria Elizabeth e Rita Pereira, respectivamente, que permitiram o meu acesso.

A Marcos Chagas, pela inestimável ajuda e companhia em campo.

Enfim, a todos que contribuíram diretamente ou indiretamente com o meu trabalho, muito obrigada.

AGUIAR, MARIA MANUELA BANDEIRA. **Sucessão florestal em cronosequência na floresta atlântica: potencial de resiliência e influência do meio.** Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Ana Carolina Borges Lins e Silva. Co-orientadoras: Prof^ª. Dra. Ladvânia Medeiros do Nascimento e Profa. Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal.

RESUMO

Florestas primárias se tornam mais escassas a cada dia, ao passo que a quantidade de florestas secundárias aumenta. Principalmente nos trópicos, áreas em regeneração tornam-se florestas potenciais para conservação da biodiversidade e manutenção de serviços ecossistêmicos. Porém, ainda não há um modelo unificado que preveja se a recuperação natural dessas florestas se dá de forma progressiva, assemelhando-se às florestas maduras ou se divergem e tornam-se florística e estruturalmente diferentes dessas florestas, principalmente em áreas urbanas com frequentes perturbações. O presente estudo teve como objetivo avaliar se, após o abandono, há convergência de floresta secundária para floresta madura em uma cronosequência inserida na paisagem urbana altamente impactada. Para isso, foi realizado o estudo das assembleias vegetais lenhosas (árvores, palmeiras e lianas), do dossel e sub-dossel, no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE, em cinco localidades: duas em área de floresta madura e três em processo de regeneração. Os históricos das áreas foram determinados a partir de fotos aéreas históricas, delimitando-se uma cronosequência. A cronosequência foi constituída por duas localidades maduras (M1 e M2), uma localidade em regeneração tardia (R1, entre 34 e 46 anos) e duas localidades em regeneração inicial, uma menos impactada (R2) e outra mais impactada (R3), ambas com menos de 30 anos. Em unidades amostrais (UA) circulares de 254 m² (dossel) e 78 m² (sub-dossel), todos os indivíduos com DAP ≥ 10 cm (dossel) e ≥ 5 cm (sub-dossel) foram identificados e medidos. Foram colhidas informações de luminosidade e declividade de cada unidade amostral. Os dados foram analisados quanto à riqueza, por meio de rarefação, similaridade (NMDS e ANOSIM), espécies indicadoras, análise de indicadores fisionômicos e fatores abióticos (Kruskal-Wallis seguida pelo teste de Dunn e ANOVA seguida pelo teste de Tukey) e influência dos fatores abióticos (RDA seguida de Monte Carlo) para dossel e sub-dossel. Ao longo da cronosequência, houve um aumento significativo da riqueza, similaridade florística (maior semelhança entre áreas com idades próximas), maior similaridade do sub-dossel com o dossel das áreas com idades mais avançadas, e fisionomia (altura, densidade e área basal). Também foi observado que somente a área madura (M1 e M2) e a regenerante tardia (R1) possuíam espécies indicadoras de sucessão tardia. Entre as áreas mais jovens, aquela mais impactada diferiu em riqueza e fisionomia da menos impactada com mesma idade. Este padrão confirma a convergência da floresta em regeneração para a floresta madura, principalmente no sub-dossel, que já não apresentou diferenças na riqueza e fisionomia entre M1, M2 e R1. Os fatores abióticos declividade e luminosidade explicaram pobremente a sucessão, 9,5% e 8,7%, no dossel e no sub-dossel, respectivamente, embora de maneira significativa ($p < 0,05$), sendo a idade desde o abandono o melhor preditor para riqueza e diversidade de espécies nesta cronosequência. A intensidade do impacto na área recente pode levar à necessidade de medidas de restauração devido à regeneração ser retardada sob estas condições. Assim, pode-se observar a convergência do sub-dossel em aproximadamente 40 anos, enquanto o dossel irá necessitar de mais tempo para convergir, porém já apresentando esta tendência.

Palavras-chave: convergência, luminosidade, declividade, assembleia arbórea

AGUIAR, MARIA MANUELA BANDEIRA. **Atlantic forest succession in a chronosequence: resilient potential and environmental influence.** Advisor: Prof^a. Dr^a. Ana Carolina Borges Lins e Silva. Comit e: Prof^a. Dra. Ladv ania Medeiros do Nascimento e Profa. Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal.

ABSTRACT

Primary forests are becoming scarcer, while the amount of secondary forests increases. Especially in the tropics, regenerating areas become potential forests for biodiversity conservation and for ecosystem services maintenance. However, there is not a unified model of the natural recovery of these forests, if progressive, converging to mature forests, or retrogressive, becoming floristic and structurally different from mature forests, especially in urban areas with frequent disturbances. We aimed at evaluating if after abandonment, there is convergence from secondary to mature forest using a chronosequence in a highly disturbed urban landscape. The study was conducted with the canopy and sub-canopy woody plant assemblage (trees, palm trees and lianas), in the State Park of Dois Irm os, Recife, Pernambuco, Brazil, in five locations: two in a mature area and three in a regenerating area. We determined land use histories using historical aerial photographs, which allowed to determining the chronosequence. The chronosequence consisted of two locations of mature forests (M1 and M2), one location in late regeneration stage (R1, aging between 34 and 46 years) and two locations in initial regeneration stage, one less impacted (R2) and the other more impacted (R3), both under 30 years of abandonment). We used circular sample plots of 254 m² (canopy) and 78 m² (sub-canopy), were all individuals with DBH \geq 10 cm (canopy) and \geq 5 cm (sub-canopy) were identified and measured. Luminosity and slope information of each sample plot was gathered. Data were analyzed for richness, through rarefaction, similarity (NMDS and ANOSIM), indicator species, physiognomic indicators (Kruskal-Wallis followed by Dunn's test), abiotic factors (Kruskal-Wallis followed by Dunn's test and ANOVA followed by Tukey's test) and the influence of abiotic factors (RDA followed by Monte Carlo) for both canopy and sub-canopy. Throughout the chronosequence, there was a significant increase in richness, floristic similarity (greater similarity between areas with closer ages), greater similarity of the sub-canopy with older areas canopy, and physiognomy (height, density and basal area). We observed that late successional indicator species only occurred in the mature forest (M1 and M2) and the late regeneration area (R1). Among the initial regenerating stages, the one that was more impacted diverged in richness and physiognomy from the less impacted having the same age. This pattern confirms the convergence of regenerating forest to mature forest, especially in sub-canopy that showed no differences in richness and physiognomy between M1, M2 and R1. The abiotic factors of luminosity and slope poorly explained succession, 9.5% for the canopy and 8.7% for the sub-canopy, although these percentages were significant ($p < 0.05$). Therefore, the best predictor of species richness and diversity in this chronosequence was the age since abandonment. The impact intensity in the regeneration area may lead to restoration necessity due to the regeneration being delayed in such conditions. Thus, we conclude that the sub-canopy can converge in approximately 40 years, while the canopy will require more time to converge, even though it already presents this tendency.

Keywords: convergence, luminosity, declivity, arboreal assemblage

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1 Sucessão ecológica	13
2.2 Abordagens metodológicas no estudo da sucessão	16
2.3 Fatores do meio condicionantes da sucessão.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 Área de estudo.....	19
3.2 Desenho amostral.....	20
3.3 Histórico da área.....	22
3.4 Coleta de dados bióticos	24
3.5 Coleta de dados abióticos	25
3.6 Análise de Dados.....	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Histórico da área.....	27
4.2 Análise da cronosequência	31
4.3 Implicações para a Conservação	42
5. CONCLUSÕES.....	43
REFERÊNCIAS	44
APÊNDICE.....	52

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Mapa com localização do Parque Estadual de Dois Irmãos- PEDI, Recife-PE.....	19
2	Desenho amostral adotado nos cinco locais amostrados ao longo da trilha (linha preta) no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE.....	22
3	Imagens vetorizadas dos anos de 1968, 1981 e 2014 das cinco áreas estudadas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE.....	28
4	Número de manchas por classe e total nos três recortes (78 ha) da área em regeneração do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE, nos três anos avaliados.....	29
5	Média da área por mancha, com desvio padrão, por classe nos três recortes (78 ha) da área em regeneração do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE, nos três anos avaliados.....	29
6	Percentagem de ocupação das classes de uso do solo nos três recortes da área em regeneração do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE, nos três anos analisados.....	30
7	a) Riqueza rarefeita por unidades amostrais do dossel com intervalo de confiança a 95% das cinco áreas do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), Recife, PE. b) Riqueza rarefeita do sub-dossel por unidades amostrais com intervalo de confiança a 95% das cinco áreas do PEDI.....	32
8	Espacialização das unidades amostrais de dossel (a) e sub-dossel (b) através da análise de escalonamento não dimensional (NMDS), utilizando a matriz de similaridade de Chao-Jaccard, do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE.....	35
9	Análise de redundância (RDA) para variações na composição de espécies na cronossequência explicadas pelas variáveis abióticas de luminosidade (Lumi) e declividade (Decli) para o dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE.....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela		Página
1	Descrição dos critérios utilizados para cada classe de ocupação do solo dos recortes históricos de 78 ha do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE.....	23/24
2	Valores da fisionomia: altura média com desvio padrão, densidade em hectare e área basal em m ² por hectare das localidades estudadas para dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife- PE.....	33
3	Valores de R, encontrados a partir da análise de similaridade (ANOSIM), com $P < 0,001$, para as UAs de dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE.....	35
4	Análise de similaridade (ANOSIM) entre as UAs de dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE.....	36
5	Média e desvio-padrão dos parâmetros abióticos de índice de área foliar (IAF), luminosidade e declividade entre as cinco áreas do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife- PE.....	38

1. INTRODUÇÃO

Áreas ocupadas por florestas primárias desmatadas para atividades econômicas, quando são posteriormente abandonadas, por fatores sócio-políticos ou econômicos, tornam-se florestas potenciais, que podem se recuperar ou não (AIDE et al., 2000). Florestas regeneradas ou secundárias estão aumentando suas áreas de ocupação, principalmente nos trópicos. Porém, seu potencial para a conservação da biodiversidade continua pouco conhecido (CHAZDON et al., 2009), pois o padrão de sucessão que uma floresta irá assumir depende de muitas variáveis. De maneira geral, o sistema pode seguir duas direções: progressiva, resultando no aumento da complexidade estrutural; ou regressiva, resultando na menor complexidade estrutural e o desaparecimento de espécies em relação a florestas maduras não impactadas (OLIVEIRA; SILVA JUNIOR, 2011). Um problema em se identificar o padrão está no tempo de duração de pesquisas, que em geral são menores do que o tempo necessário para a recuperação, e também na complexidade envolvida na sucessão, devido a processos simultâneos de recuperação e de distúrbios, agindo em múltiplas escalas temporais e espaciais (CHAZDON, 2003).

Essas duas direções estão embasadas em duas teorias diferentes: a do equilíbrio, que prevê a reestruturação determinística na composição da comunidade por meio dos atributos da espécie em relação ao seu ambiente circundante; e o do não equilíbrio, que não consegue prever como será a composição da comunidade, devido aos eventos estocásticos, contingências históricas e eventos aleatórios de dispersão (NORDEN et al., 2009). A capacidade de resiliência e a convergência em estrutura são possíveis caminhos para testar essas teorias. Entretanto, por mais que muitos ecólogos prevejam uma maior similaridade na composição das florestas em regeneração e das florestas maduras através de uma sequência temporal (convergência), não se consegue determinar com precisão o tempo necessário para tal (resiliência), nem mensurar a influência das assembleias estocásticas (interação entre espécies e eventos aleatórios) para este padrão (FRIDLEY, 2013). A convergência ecológica tem seu embasamento na visão determinística de Clements (1916), no qual a sucessão tende a um clímax determinado pelas condições ambientais (FUKAMI et al., 2005), principalmente as climáticas.

A maioria dos ecossistemas se recupera rapidamente após um distúrbio natural comum e de menor escala, como queda de árvores, deslizamentos de terra e incêndios naturais (MARTINS et al., 2002). Porém, quando o distúrbio é proveniente de atividade humana e de maior escala, como a fragmentação, desflorestamento e corte seletivo (PERES et al., 2006), a

recuperação do ecossistema irá depender da intensidade da perturbação em relação à resistência e resiliência de seus constituintes (WHITFORD et al., 1999). A resiliência descreve a velocidade necessária para o sistema voltar à sua estabilidade inicial (anterior à perturbação) e a resistência descreve a capacidade da assembleia em se manter na sua estabilidade inicial (apesar da perturbação) (BEGON et al., 2007). Esta capacidade de retornar a um ponto de equilíbrio pode ser representada por variáveis associadas à recuperação da composição de plantas, produtividade, biomassa, fertilidade do solo e diversidade ecológica (ROMERO et al., 2005).

Outro fator que também influencia a sucessão florestal é a matriz da paisagem na qual a área perturbada se encontra inserida, pois a proximidade com outras florestas não impactadas promove uma recuperação mais rápida, principalmente na composição das espécies (CHAZDON, 2003). Se os processos de sucessão de florestas convergem para a mesma composição florística das florestas próximas conservadas ou se divergem e a floresta secundária possuirá um clímax diferente do esperado (NASCIMENTO et al., 2012) irá depender dos limiares ecológicos. Tais limiares representam a capacidade de resiliência do sistema de acordo com a perturbação. Se esses limiares são ultrapassados, a capacidade de resiliência é degradada, dificultando o retorno a um estágio pré-perturbação, promovendo estágios pós-limiares em sítios ecológicos distintos (BRISKE et al., 2006). No caso da permanência da capacidade de resiliência, espera-se encontrar o processo de convergência, no qual, inicialmente as florestas secundárias formadas são consideradas novos sistemas, diferenciando-se das florestas maduras na composição de espécies e dinâmica florestais, favorecendo, em primeiro momento, o estabelecimento de uma maior proporção de espécies secundárias iniciais e herbáceas, para a sua posterior substituição pelas espécies tardias presentes na floresta madura (LIEBSCH et al., 2008).

A maioria dos estudos de sucessão utiliza uma cronosequência, ou seja, são desenvolvidos em áreas com diferentes idades de regeneração para inferir sobre o padrão de sucessão, apesar de estudos que acompanham a sucessão ao longo do tempo serem mais recomendados (CHAZDON, 2008). Isto ocorre devido ao elevado tempo necessário para estudos temporais e pela cronosequência oferecer respostas confiáveis, desde que certos cuidados sejam tomados (WALKER et al., 2010).

Em florestas maduras e jovens, na ausência de um estudo de acompanhamento de longo prazo, perturbações antrópicas frequentes são difíceis de serem detectadas, mensurados e/ou de difícil distinção dos distúrbios naturais, que podem variar desde mudanças no uso do solo, até alterações menos aparentes na estrutura, resultantes do corte seletivo e incêndios

florestais pontuais (PERES et al., 2006). Esses impactos podem modificar a estrutura da vegetação arbórea e resultar na modificação de inúmeros fatores tais como microclima, topografia, hidrologia e histórico de uso, que podem, ainda, combinar-se entre si, resultando no difícil entendimento acerca da estrutura encontrada e difícil predição do que está ocorrendo na floresta (ZAÚ, 1998). Diferenças na fisionomia e estrutura dos habitats em florestas podem ser explicadas por variações na topografia, no que diz respeito à declividade (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994), por variações na luminosidade, representadas por aberturas do dossel e percentual de luminosidade (BIACHINI *et al.*, 2001) e variações na estrutura do dossel, representada também pelo índice de área foliar (WELLES; NORMAN, 1991; DE PAULA; LEMES FILHO, 2001).

A Mata Atlântica brasileira é reconhecida internacionalmente como um dos 35 *hotspots* para conservação da biodiversidade do Planeta (MITTERMEIER et al., 2011), devido ao seu elevado número de espécies endêmicas, com risco alarmante de extinção pela ação humana (LAURANCE, 2009), e pelo seu histórico de intenso desflorestamento e fragmentação (METZGER, 2009). A sub-região Pernambuco se apresenta como uma das sub-regiões da Mata Atlântica que foram mais degradadas com sua área de ocupação reduzida para 360,46 ha ou 11,5 % de sua área original, dos quais apenas 1% de sua área remanescente se encontra com status de proteção (RIBEIRO et al., 2009). A ONU (2015) tem como uma de suas metas para 2030 restaurar florestas e terras degradadas, aumentando substancialmente a área florestal mundial. Para se alcançar esta meta, deve-se investir no conhecimento da sucessão natural, que fornece predições da dinâmica das espécies, resiliência, vulnerabilidade e guias para o manejo e restauração adequados (WALKER et al., 2009).

Ao se considerar que uma área jovem, apesar da regeneração em curso, ainda não atingiu o máximo desenvolvimento esperado, tomando-se como referência a área madura, diferenças estruturais entre as duas áreas são esperadas. Espera-se que quanto maior o tempo de regeneração, maiores sejam as semelhanças ao modelo esperado (convergência). Porém, deve-se levar em consideração o histórico de utilização da área, os fatores abióticos, pois estes podem modificar o modelo esperado.

O presente estudo teve como objetivo avaliar se, após o abandono, há convergência de floresta secundária para floresta madura em uma cronossequência inserida na paisagem urbana altamente impactada. Especificamente, esperava-se que com o aumento da idade da floresta secundária haveria o aumento da riqueza florística e dos descritores fisionômicos (altura, densidade e área basal) se aproximando dos valores obtidos na floresta madura, bem como maior similaridade florística com a floresta madura e maior similaridade do sub-dossel

das florestas regenerantes com o dossel da floresta madura. Além disso, foi testado se fatores abióticos selecionados (luz e declividade) podem estar influenciando as assembleias formadas por sucessão.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Sucessão ecológica

A sucessão pode ser caracterizada como mudanças na composição de espécies e cobertura do substrato ao longo do tempo. A sucessão secundária ocorre após distúrbios que causem mudanças abruptas ou perda da biomassa e funções ecossistêmicas com algum legado biológico, diferindo da sucessão primária, que ocorre com a formação de novos substratos sem legado biológico (WALKER et al., 2007). O conceito de sucessão foi estabelecido por Clements (1916), ao analisar a vegetação montanhosa do Colorado, nos Estados Unidos da América, e observar a ocorrência de grupos de espécies vegetais variando de acordo com condições locais. Para ele a sucessão ecossistêmica seria como um organismo, que se desenvolve em fases de forma determinística e progressiva, com o clima regional como o regulador do clímax esperado, levando à convergência entre locais sob o mesmo clima.

Este modelo obteve críticas, em especial as de Gleason (1926), que ao observar que a composição da vegetação variava mesmo sob o mesmo clima e condições abióticas, propôs que a sucessão seria um fenômeno individualista sem clímax definido. Esta seria guiada pelo comportamento de cada indivíduo diante aos eventos estocásticos, mantendo-se flutuante ao longo do tempo e espaço, podendo ser progressiva ou regressiva. Também Tansley (1935) argumentou que o clímax não seria determinado unicamente pelo clima, mas também por outros fatores externos às plantas e que poderia haver mais de um clímax.

As visões antagônicas de Clements e Gleason são vistas hoje como conciliares, pois ambas compartilham do mesmo modelo de sucessão progressivo, em seres direcionadas ao clímax dinâmico. Porém, Clements dá ênfase ao meio, utilizando o clima, enquanto Gleason enfatiza o indivíduo. No entanto, nenhum dos dois afirma que o meio ou o indivíduo não irão afetar a sucessão, somente elencam o que para eles é o componente principal (ELIOT, 2006).

Além deles, Odum foi fundamental ao ligar a sucessão com o ecossistema, no qual a sucessão seria direcional e previsível, com clímax voltado à estabilização do ecossistema, com a comunidade biológica e o ambiente físico se influenciando mutuamente (CHRISTENSEN JR., 2014).

A sucessão florestal ocorreria em uma sequência de fases, com início no estabelecimento de espécies no local, com posterior fechamento do dossel, aumento da riqueza de espécies, aumento da área basal e biomassa e com sua última fase na convergência da composição de espécies com as florestas maduras (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A resiliência seria um pré-requisito para que essas fases possam ocorrer, já que ela representa

a capacidade de reorganização do ecossistema após um distúrbio natural ou humano de maior impacto (BENGTSSON et al., 2003).

Estudos posteriores buscaram modelos progressivos, considerando que estes podem variar de acordo com vários fatores e suas intensidades, tais como o histórico do local, distúrbios, impactos antrópicos (CHAZDON, 2003), atributos das espécies e influência do ambiente físico (solo, topografia, paisagem) na dinâmica de assembleias vegetais (PICKETT et al., 2009; ROBINSON et al., 2015). Diversos estudos conseguiram comprovar esse modelo, como Norden et al. (2009) e Nascimento et al. (2014) ao observarem que as florestas secundárias seguiam o padrão de convergência para florestas maduras. Porém, a sucessão também pode ser progressiva em primeiro momento, mas, ao longo do tempo, vai haver o declínio da produtividade e serviços ecossistêmicos, a chamada retrogressão (PELTZER et al., 2006). Como Xu et al. (2015), que ao estudarem a regeneração de áreas na floresta tropical da China, com até 50 anos de regeneração, que haviam sido desmatadas ou sofreram corte seletivo, observaram somente a recuperação parcial da diversidade original e o aumento com posterior decréscimo na similaridade das espécies.

Processos sucessionais determinísticos são definidos como mudanças ordenadas e previsíveis na abundância de espécies determinadas pelo clima, solo e história de vida da espécie, enquanto processos estocásticos são influenciados por eventos aleatórios e não previsíveis na natureza (CHAZDON, 2008). Os processos determinísticos se embasam na teoria do equilíbrio de nicho, de acordo com a qual a dinâmica das espécies é governada pelos atributos específicos da espécie em relação ao seu meio circundante (TILMAN, 1982). Os processos estocásticos se embasam na teoria neutra, pela qual a dinâmica é governada por eventos estocásticos, juntamente com contingências históricas e eventos de dispersão (HUBBELL, 2001).

Florestas secundárias podem divergir quantitativa e qualitativamente da vegetação de florestas maduras, principalmente se, após a perturbação que dá início a sucessão, espécies exóticas dominarem o local, tornando-se invasoras, evitando que a sucessão continue ou apresente convergência (LETCHER; CHAZDON, 2009).

Nos dias atuais, áreas florestais primárias são escassas, devido à fragmentação e degradação de habitats. Por isso, florestas secundárias se tornam prioritárias para conservação da biodiversidade em regiões tropicais (LIEBCH et al., 2007), devido a sua alta resiliência na ocorrência de distúrbios (NORDEN et al., 2009). Em caso de convergência, estas florestas podem se assemelhar às florestas maduras em densidade, área basal, riqueza ou diversidade com aproximadamente 40 anos de regeneração, porém, não em composição de espécies

(AIDE et al., 1996). Em geral, a biomassa se recupera mais rapidamente que a riqueza (CHAZDON, 2008).

A composição de espécies pode necessitar de mais tempo para que possa ocorrer a convergência com áreas maduras (LETCHER; CHAZDON, 2009). Existem estimativas que seriam necessários entre 100 e 150 anos para a composição do estrato arbóreo se assemelhar à da floresta madura (DENT et al., 2013) e que seriam necessários entre 100 a 300 anos para as florestas secundárias alcançarem os mesmos níveis de espécies dispersas por animais, proporção de espécies não-pioneiras e espécies de sub-bosque encontrados em florestas maduras (LIEBCH et al., 2009). Porém, geralmente em estudos florestais o limiar do diâmetro a altura do peito (DAP) utilizado é de ≥ 10 cm, que representa bem o dossel, mas, falha na representação do sub-dossel, que em florestas tropicais possui maior densidade quando comparado ao dossel (BOHLMAN, 2015).

Fatores como aspectos biogeográficos, configuração da paisagem, clima e distúrbios antrópicos podem ultrapassar limiares ecológicos, influenciando negativamente o valor das florestas secundárias para a conservação, por se tornarem subamostras da biodiversidade local com redução dos serviços ecossistêmicos (MELO et al., 2013). A sucessão que ocorre em matriz urbana é especialmente singular, pois a proximidade do meio urbano aumenta a probabilidade de perturbações podendo alterar o caminho da sucessão (CHAZDON, 2008; JOPPA; PFAFF, 2010; MEINERS et al., 2015). As perturbações incluem: efeito de borda, poluição da água e do ar, caça, incêndios, lixo, barulho, crimes, retirada de madeira agricultura, crescimento das cidades, construção de ruas e mineração, impactando, assim a estrutura e composição da floresta (TRZYNA, 2007; AMLIN et al., 2012). Porém modelos sustentáveis, minimizando as perturbações, podem ocorrer dentro de centros urbanos, desde que respeitando a resiliência do sistema, devendo-se fazer um levantamento de como o sistema se comporta frente a perturbações, através de políticas públicas (PICKETT et al., 2014).

Além disso, o entendimento contemporâneo da sucessão da comunidade florestal como um todo é reduzido, pois a maior parte do conhecimento se baseia quase que exclusivamente nas árvores, excluindo outras formas, como as ervas, arbustos, lianas e palmeiras (CHAZDON, 2008). Sabe-se, contanto, que a abundância relativa das lianas tende a aumentar com distúrbios, contribuindo na diversidade de espécies e processos ecossistêmicos, tais como a transpiração e o sequestro de carbono (biomassa) (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Além das lianas, as palmeiras também são importantes na composição da biomassa das

florestas tropicais, também apresentando alta resistência a perturbações, como o desmatamento (ROCHA; SILVA, 2005).

2.2 Abordagens metodológicas no estudo da sucessão

Em florestas tropicais secundárias, estudos apontam a importância do histórico de uso da terra na sucessão, como preditor da diversidade, riqueza, densidade, estrutura e composição de espécies (AIDE et al., 1996; CHINEA, 2002; CHINEA; HELMER, 2003; LETCHER; CHADZON, 2009). Isto porque cada localidade possui seu próprio histórico, resultante de diferentes atividades e intensidades, que impactam fortemente a taxa e heterogeneidade de recuperação da floresta secundária (CHAZDON, 2003).

Estudos temporais são os mais indicados para o estudo da sucessão, avaliando-se mudanças na estrutura e composição de espécies ao longo do tempo (CHAZDON, 2008). Porém, devido ao longo tempo requerido pelos estudos temporais, tornou-se comum substituir o tempo pelo espaço, utilizando-se áreas com diferentes idades para retratar uma variação ao longo do tempo, uma cronosequência. Entretanto, considerar que cada local difere somente na idade pode resultar em conclusões errôneas (JOHNSON; MIYANISHI, 2008). A cronosequência pode falhar em retratar a sucessão por considerar fatores importantes como o histórico de uso, matriz circundante, disponibilidade de sementes, microclima, topografia e heterogeneidade dos solos equivalentes entre as áreas quando não o são (CHAZDON et al., 2007).

A cronosequência pode ser um substituto adequado ao estudo temporal quando os locais são próximos e possuem os fatores mencionados acima relativamente homogêneos, no qual a maior variação entre os locais é a data de formação ou o distúrbio que desencadeou a sucessão (WARDLE et al., 2004). Assim, apesar das críticas, uma cronosequência pode ser confiável como substituta do estudo temporal para explicar padrões de sucessão vegetacional quando se tem pelo menos dois estágios, com repetições suficientes, em uma mesma paisagem e o histórico seguro de utilização do solo (WALKER et al., 2010). Tal aplicação foi demonstrada em diversos estudos, como por Letcher e Chadzon (2009), para observar um padrão de convergência de riqueza e composição de espécies entre florestas secundárias com 30 anos e florestas maduras; por Piotto et al. (2009), que observaram que apesar do aumento da riqueza, as florestas secundárias do sul da Bahia necessitam de mais de 40 anos para convergir em estrutura com florestas maduras; por Marques et al. (2014) que registraram uma rápida recuperação, em aproximadamente 59 anos, na riqueza e estrutura das florestas secundárias; e por Nascimento et al. (2014) que notaram a convergência fisionômica do

dossel de florestas secundárias com 12 anos com florestas maduras, porém não encontraram convergência na composição com florestas com até 20 anos de regeneração.

Quando o histórico não é conhecido, a utilização de mapas e imagens históricos podem revelar mudanças na utilização do solo e suas possíveis causas (KRAUZE et al., 2011; SĀNTRŪČKOVÁ et al., 2015). Utilizando-se análises de paisagem, facilita-se esta mensuração, pois estas análises proporcionam rápida detecção na remoção de vegetação, desflorestamento, fragmentação e urbanização (UUEMAA et al., 2013). Assim, imagens e fotos aéreas podem ser utilizadas para se definir eficientemente uma cronossequência (PASCARELLA et al., 2000).

2.3 Fatores do meio condicionantes da sucessão

Existem inúmeros fatores espaciais que podem influenciar a dinâmica florestal, como solo, paisagem, topografia e luz (REZENDE et al., 2015).

A disponibilidade de luz é a causa e efeito da dinâmica florestal, podendo limitar o crescimento e sobrevivência de algumas espécies, influenciando diretamente na sucessão florestal (NICOTRA et al., 1999). Em áreas abandonadas geralmente é uniformemente alta, mas no decorrer da sucessão, torna-se limitada pelo fechamento do dossel, influenciando inclusive, no recrutamento de plântulas (CHAZDON, 2008). Esperando-se, assim, que ocorra a substituição das espécies não tolerantes à sombra para espécies tolerantes (DENT et al., 2013). Algumas medidas podem ser utilizadas para medir a disponibilidade de luz, como o índice de área foliar (IAF), radiação e abertura do dossel. O IAF permite diagnosticar a produtividade e a complexidade estrutural de uma floresta por mensurar a disponibilidade de estruturas fotossintéticas, sendo dessa forma, inversamente proporcional à disponibilidade de luz (CHANTHORN et al., 2015). A radiação ou luminosidade pode causar variações na temperatura, disponibilidade de nutrientes e outras propriedades ambientais, influenciando a dinâmica da comunidade florestal (BIACHINI *et al.*, 2001). A abertura do dossel é uma falha na cobertura da vegetação do dossel, em geral devida a quedas de galhos ou árvores como um todo, iniciando o processo de regeneração, porém ela não é considerada como característica de nenhum estágio sucessional (CHANTHORN et al., 2015).

A topografia pode afetar a sucessão por influenciar as condições edáficas (ROBINSON et al., 2015), como a disponibilidade de água e propriedades físicas e químicas do solo (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994), bem como a riqueza e composição das espécies e pode ser mensurada a partir de diversas medidas como a elevação, declividade e aspecto (XU et al., 2015). A declividade do terreno também pode afetar o recrutamento de espécies vegetais por

afetar a drenagem da água e o acúmulo de nutrientes no solo (ROBINSON et al., 2015). A elevação também pode demonstrar forte dicotomia entre comunidades florestais (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994), porém com a utilização de curvas de nível pode-se minimizar este efeito (MAGNUSSON et al., 2005).

Florestas em regeneração estão inseridas na dinâmica da paisagem regional que determina o “pool” de espécies disponível para colonização e dispersão (CHAZDON, 2008). Florestas maduras são potenciais fontes de sementes que podem alavancar florestas próximas em sucessão (DUNCAN; DUNCAN, 2000). Tal efeito foi demonstrado, por exemplo, por China (2002), em cujo estudo a distância de florestas maduras influenciou a riqueza e diversidade em florestas secundárias e Robinson (2015), que observou que a biomassa e diversidade arbóreas possuem forte relação positiva com a quantidade de florestas adjacentes.

A regeneração de florestas depende, assim, das sementes que chegam à área, pois em geral, o banco de sementes da área é considerado pouco representativo, devido à curta viabilidade da maioria das sementes arbóreas tropicais (ALVES; METZGER, 2006).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI) encontra-se situado a noroeste do município do Recife, entre os bairros de Dois Irmãos, Apipucos, Sítio dos Pintos, Macaxeira e Córrego do Jenipapo, situado entre as coordenadas 7°57'21" e 8°00'54"S; 34°55'53" e 34°58'38"W (Figura 1). O PEDI foi criado em 1987, pela Lei nº 9.989/87, denominado inicialmente Reserva Ecológica de Dois Irmãos e, posteriormente, passando para a categoria de Parque Estadual, por meio da Lei nº 11.622/98. Na época, abrangia uma área de 387,4 hectares, incluindo um fragmento de Mata Atlântica com os açudes do Prata, do Meio e o de Dois Irmãos, além de 14 hectares de área construída do Zoológico. Em dezembro de 2006, a área do Parque foi reduzida a 384,42 hectares, através da Lei nº 13.159.

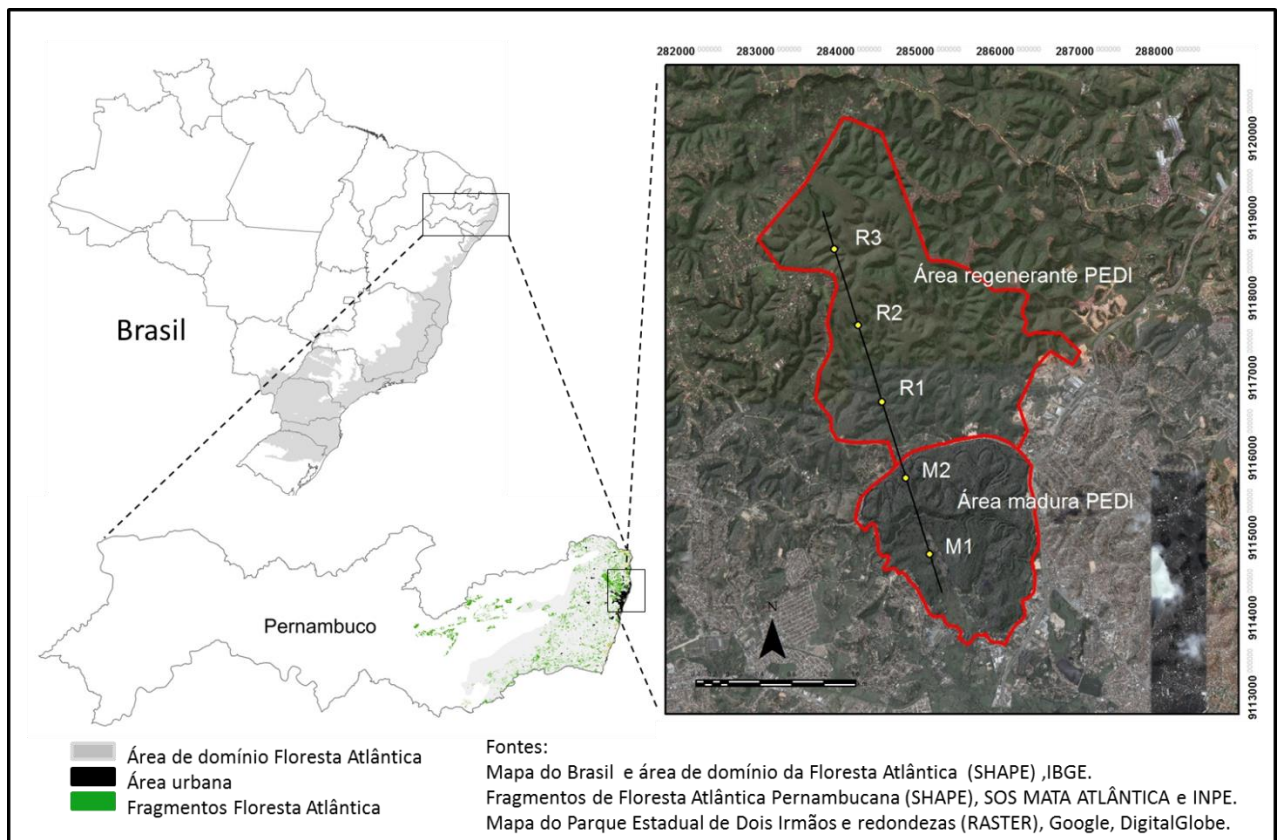


Figura 1. Mapa com localização do Parque Estadual de Dois Irmãos- PEDI, Recife-PE. Limites do PEDI (linha vermelha), trilha (linha preta), pontos iniciais corredores (ponto amarelo), M1 (floresta madura 1), M2 (floresta madura 2), R1 (floresta regenerante 1), R2 (floresta regenerante 2), R3(floresta regenerante 3).

O PEDI teve sua área triplicada devido à aquisição, pelo Estado de Pernambuco, da Fazenda Brejo dos Macacos, localizada no bairro da Guabiraba, com 774 hectares, que pertencia ao antigo Banco Econômico e se encontra separado da área original do Parque por uma via não asfaltada. Somadas as áreas, o PEDI passou a ter uma área de 1.161 hectares (PERNAMBUCO, 2014). Esta área anexada ao PEDI contrasta com a área original do mesmo, por ser constituída de vegetação regenerante, de formação mais recente, com cobertura mais baixa e aberta. Por ter sido uma área privada, não existem pesquisas científicas realizadas nessa área, resultando no desconhecimento acerca da mesma.

O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é Tropical úmido ou tropical costeiro (As'), representando um clima quente e úmido, que não apresenta inverno térmico (BEZERRA, 2006). O regime de chuvas se concentra no período de outono-inverno, com precipitação média anual de 2460 mm, e temperaturas médias mensais superiores a 23°C (COUTINHO et al., 1998), com predominância dos solos: latossolo amarelo, argissolo amarelo, argissolo vermelho-amarelo, neossolo quartzarênico, gleissolo melânico (CALDAS, 2007).

O PEDI compreende vegetação do tipo Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, estando inserida no bioma Floresta Atlântica (IBGE, 2012). Encontra-se em relevo ondulado com altitudes que variam de 30 a 100 m (FIDEM, 1984). A hidrografia é caracterizada por duas grandes bacias hidrográficas, a bacia do Capibaribe (UP-02) e a bacia do GL1, Grupos de Rios Litorâneos 1 (UP-14), nas quais o PEDI se encontra como um divisor natural de águas (SRH, 2006).

3.2 Desenho amostral

Na área do PEDI está instalado um módulo do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBIO) para a Floresta Atlântica, que utiliza o método RAPELD (*Rapid Assessment surveys* - RAP and PELD, acronímia em português para *Long-Term Ecological Research* – LTER), apropriado para pesquisas ecológicas de longa duração, bem como permite realizar levantamentos de curta duração que visem a avaliar a complementariedade biológica e o planejamento no uso da terra (MAGNUSSON et al., 2005). O módulo abrange tanto a área original do PEDI como a nova área anexada ao mesmo.

O método consiste na abertura de duas trilhas retas de 5 km de extensão, paralelas com distância de 1 km entre si, segundo protocolo padrão do PPBIO (MAGNUSSON et al., 2005; PEREIRA, 2012). Neste estudo foi utilizada uma trilha, a PE2, na qual foram instalados cinco pontos com distância entre si de 1 km (Figura 1). Em cada ponto foi instalado um corredor de

250 m, seguindo a curva de nível do terreno, de acordo com o protocolo definido por Freitas et al. (2011), com distância mínima de 10 metros da trilha, sendo dois corredores na área original, madura e fisionomicamente homogênea (M1 e M2), e três na área anexada, regenerante e heterogênea (R1, R2 e R3), com diferentes idades de regeneração e históricos de impacto. Posteriormente, foram instalados dois transectos paralelos a 10 metros de distância em cada lado do corredor, para amostragem do dossel (indivíduos com diâmetro a altura do peito -1,30 m- $DAP \geq 10$ cm) e 5 metros de distância para amostragem do sub-dossel (indivíduos com $10 > DAP \geq 5$ cm) (Figura 2a).

Foi criado o *shapefile* do PEDI, contendo o desenho dos corredores e os transectos, no qual foram criadas unidades amostrais (UA). Cada UA constituiu-se de uma parcela circular com raio de 9 metros para o dossel, resultando em unidades amostrais de 254 m^2 e com raio de 5 metros para sub-dossel, resultando em unidades amostrais de 78 m^2 . O número de UA variou entre os locais, pelos transectos terem formas irregulares, porém a área amostrada média por localidade foi 0,57 ha para o dossel e de 0,35 ha para o sub-dossel, resultando em 2,845 ha amostrados para o dossel e 1,739 ha amostrados para o sub-dossel (Figura 2c e 2d).

A partir do *shapefile* do PEDI, foi definida a área de abrangência imediata (AAI) dos cinco locais estudados, para se definir a idade de regeneração de cada localidade (Figura 2b). Cada AAI consiste na área contendo os transectos de dossel e sub-dossel, bem como suas respectivas unidades amostrais, a utilização do *shapefile* ocorreu com a utilização do software QGIS 2.8.2 (Quantum GIS Development Team, 2015).

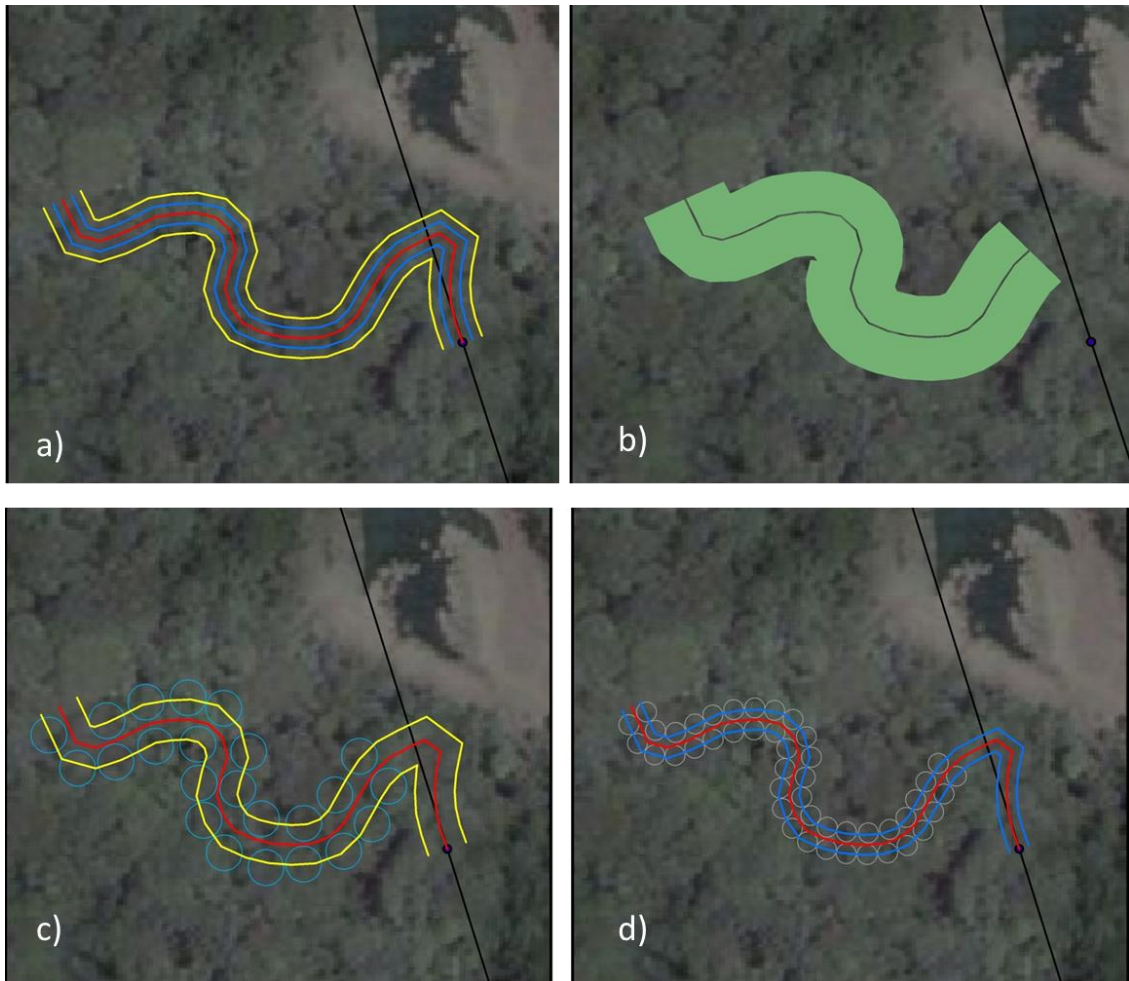


Figura 2. Desenho amostral adotado nos cinco locais amostrados ao longo da trilha (linha preta) no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE. No exemplo: a) corredor (linha vermelha), transecto de sub-dossel (linha azul), transecto de dossel (linha amarela), b) Área de abrangência imediata (área em verde), c) Unidades amostrais dossel (circunferências azuis), d) Unidades amostrais sub-dossel (circunferências cinza) na área madura 1 (M1). Imagem: Google, DigitalGlobe.

3.3 Histórico da área

Foi realizado o levantamento acerca do histórico da área regenerante anexada ao PEDI, por meio de fotografias aéreas provenientes do banco de dados da Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco (CONDEPE/FIDEM) e do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), imagens de satélite provenientes do Google Earth (2014) e através de entrevistas com moradores locais mais antigos e seguranças que atuam na área para possíveis explicações acerca do histórico do local.

As fotografias obtidas foram dos anos de 1968 e 1981 e a imagem de satélite de 2014 na escala de 1:10,000. Cada imagem foi digitalizada, georreferenciada, na projeção UTM, Zona

25 Sul e Datum SAD 69, sobrepostas ao *shapefile* anteriormente mencionado do PEDI, e posteriormente analisadas em escalas de cinza.

A partir do ponto central de cada corredor, foi criado um *buffer* com raio de 500m, resultando em um recorte de 78 ha no entorno de cada uma das cinco localidades amostradas, nos três anos. A evolução do impacto antrópico foi analisada utilizando-se os recortes de 78 ha e quantificando a mudanças nas classes de cobertura do solo ao longo do tempo. Cada recorte foi vetorizado em sete classes de cobertura do solo (Tabela 1): Floresta madura (FM), floresta aberta (FA), capoeira (CAP), solo exposto (SOLO), urbano (URB), alagado (ALAG) e açude (Água). Cada classe foi categorizada de acordo com sua característica e pelos elementos de identificação da imagem de acordo com Jensen (2009):

Tom: utilizado quando se trata de uma imagem em tons de cinza, ou seja, que não apresenta bandas RGB. Pode variar entre claro (brilhante), intermediário (cinza) e escuro (preto).

Textura: é observada através do arranjo e repetição dos tons de cinza nos elementos da imagem, podendo ser lisa, intermediária (média), grossa (rugosa), mosqueada, pontilhada, etc.

Tamanho: neste caso, o parâmetro analisado foi a área dos elementos das imagens em uma mesma escala, variando entre pequeno, médio e grande.

Forma: observam-se as características geométricas dos elementos, sendo eles classificados como lineares, curvilíneas, retangulares, quadrados, radial, paralelo, serrilhado, estriado, etc.

Tabela 1. Descrição dos critérios utilizados para cada classe de ocupação do solo dos recortes históricos de 78 ha do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE

CLASSE	TOM	TEXTURA	TAMANHO	FORMA	CARACTERISTICAS
FM	Intermediário	Rugoso	Largo (dossel)	Radial	Vegetação densa com dossel fechado, em estágio sucessional tardio e relativamente estável (CHAZDON, 2012).
FA	Intermediário	Médio	Médio (dossel)	Radial	Terceira e quarta fase da sucessão (capoeira rala e capoeira propriamente dita, respectivamente), apresentando plantas lenhosas de porte médio (IBGE, 2012).
CAP	Intermediário	Liso/ Mosqueado	Pequeno (vegetação)	Radial	Segunda fase da sucessão (capoeirinha), apresentando alta frequência de gramíneas e plantas lenhosas de baixo porte (IBGE, 2012).
SOLO	Claro	Liso/ Mosqueado	Variável	Amorfo	Áreas ausentes de cobertura vegetal ou urbana

CLASSE	TOM	TEXTURA	TAMANHO	FORMA	CARACTERISTICAS
URB	Claro/ Intermediário	Rugoso	Pequeno a médio (construções)	Retangular/ curvilínea	Áreas com construções, arruamentos e intensa ocupação humana; áreas afetadas por transformações decorrentes do desenvolvimento urbano (IBGE, 2010).
ALAG	Intermediário/ Escuro	Médio	Médio (várzeas)	Amorfo	Vegetação inundada pelos corpos d'água próximos.
AGUA	Escuro	Liso	Pequeno a médio (açudes)	Amorfo	Açudes localizados dentro do Parque Estadual Dois Irmãos.

Os critérios tom, textura, tamanho e forma são de acordo com Jensen (2009). FM=floresta madura, FA=floresta aberta, CAP=capoeira, URB=urbano, ALAG=Alagado.

Também foi observada a mudança das classes de cobertura do solo nas AAI (área de abrangência imediata) de cada local. A cronosequência foi delimitada com base no ano em que houvesse redução das classes de floresta (madura ou aberta) para outra classe de utilização do solo dentro de cada AAI.

Todas as análises mencionadas anteriormente foram realizadas com a utilização do software Quantum Gis (QGIS) 2.8.2 (QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2015).

3.4 Coleta de dados bióticos

Foram consideradas no presente estudo as espécies vegetais lenhosas (árvores, lianas e palmeiras) do sub-dossel ($10 \text{ cm} > \text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$) e do dossel ($\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$), dentro das UA já mencionadas.

Cada indivíduo que atendeu ao critério do DAP dentro das respectivas UAs teve sua altura e DAP registrados e foram marcados com placas de alumínio numeradas. Realizou-se também a coleta do material botânico de cada espécie com auxílio de tesoura de poda e/ou podão. As amostras foram prensadas e preparadas na forma de exsicatas, para fins de identificação e/ou confirmação por especialistas. Os nomes científicos seguiram a Flora do Brasil (2015) e a ordem taxonômica seguiu o sistema de classificação APG III (2009). Após procedimentos de laboratório (identificação, montagem, registro e incorporação da amostra), o material ficará depositado em Herbário, utilizando-se o Herbário Professor Vasconcelos Sobrinho (PEUFR, da UFRPE), com réplicas no Herbário Sérgio Tavares (HST, Departamento de Ciência Florestal, UFRPE).

3.5 Coleta de dados abióticos

Para as variáveis de índice de área foliar (IAF) e radiação total (luminosidade) foram obtidas fotos hemisféricas utilizando câmera Nikon D50 com lente hemisférica (lente Nikon DX 18-105 mm com lente hemisférica adaptada do tipo *fisheye 67-58 mm*) em um tripé ajustável a um metro acima do solo nivelada horizontalmente, posicionada com parte superior alinhada com o norte magnético por meio de uma bússola (FRAZER et al., 1999). As fotografias foram obtidas nos meses de agosto a dezembro entre 8:30 e 11:00 horas, evitando incidência direta dos raios solares, para cada UA de dossel. Atribuiu-se esse valor para as UAs de sub-dossel subjacentes. Assim, o número de fotografias variou para cada local, porque o número de UAs variou entre as áreas.

A declividade foi obtida através de clinômetro de visada fixado em um monopé e baliza de mesma altura. As medidas foram feitas perpendicularmente, a dois metros do corredor, a cada 10 metros, totalizando 25 medidas por local e distância de quatro metros entre o clinômetro e a baliza (COSTA; MORAIS, 2011). Foi atribuído um valor de declividade para cada UA, de dossel e sub-dossel, de acordo com os valores obtidos de declividade em sua localidade.

3.6 Análise de Dados

Os recortes das imagens históricas vetorizadas foram analisadas com o software QGIS 2.8.2 (Quantum GIS Development Team, 2015), a fim de se quantificar possível impacto na área, decorrente nas variações por classe, quando houvesse, no número de manchas, área média da mancha e percentagem de cobertura (KRAUZE et al., 2011; SĀNTRŪČKOVÁ et al., 2015).

A riqueza de espécies do dossel e do sub-dossel foram estimadas por rarefação, com intervalo de confiança a 95%, para uniformizar os dados e possibilitar comparações, devido ao número de unidades amostrais ter variado entre os locais (GOTELLI; COLWELL, 2001), utilizando o software EstimateS 9.1.0 (COLWELL, 2013) e o software R, pacote ggplot2 (R Core Team, 2014).

Para se verificar a similaridade entre as localidades, considerando-se o dossel e sub-dossel, foi utilizada a abundância de espécies em cada UA, excluindo-se as UAs que não possuíram indivíduos, para estimar a similaridade Chao-Jaccard, que é resistente para análises com número de amostras desiguais (CHAO et al., 2005) utilizando-se o software EstimateS 9.1.0 (COLWELL, 2013). Posteriormente foi realizada a análise de escalonamento

multidimensional não-métrico (NMDS), com 1000 repetições, com a finalidade de visualizar no espaço a similaridade encontrada, e a análise de similaridade (ANOSIM), com 999 permutações, para confirmar que essas similaridades foram significativas a 5% de probabilidade. Ambas as análises foram realizadas com o software PRIMER 6.1 (CLARKE; GORLEY, 2006).

As similaridades entre o dossel e o sub-dossel também foram estimadas com Chao-Jaccard utilizando-se o software EstimateS 9.1.0 (COLWELL, 2013) com posterior ANOSIM, com 999 permutações, para confirmar que essas similaridades foram significativas a 5% de probabilidade, com o software PRIMER 6.1 (CLARKE; GORLEY, 2006).

Foi realizada a análise de espécies indicadoras (EIA) a 5% de probabilidade (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997), para o dossel e sub-dossel, com a finalidade de verificar que espécies representam significativamente os grupos da cronossequência (floresta madura, regeneração tardia e regeneração inicial), utilizando-se o software R, pacote `indicspecies` (R Core Team, 2014).

Com os dados de altura, densidade e área basal por UA, de dossel e sub-dossel, foram verificadas diferenças fisionômicas com a análise de Kruskal-wallis, pelos dados não possuírem distribuição normal, seguido do teste de Dunn, para localizar as diferenças, pelo software R, pacote `stats` e `dunn.test` (R Core Team, 2014).

As fotos hemisféricas foram analisadas com o software GLA (Gap Light Analyser) versão 2.0 (FRAZER et al., 1999), a fim de obter-se o índice de área foliar (IAF) e a radiação total que atravessa o dossel (luminosidade) para cada localidade. Foram verificadas diferenças significativas entre os locais com o teste de Kruskal Wallis, seguida do teste de Dunn a 5% de probabilidade utilizando-se o software R, pacote `stats` e `dunn.test` (R Core Team, 2014).

Para cada localidade estudada, foi calculada a média das 25 medidas de declividade obtidas e o seu desvio padrão, verificando-se diferenças significativas entre elas com a ANOVA, seguida do teste de tukey a 5% de probabilidade utilizando-se o software R, pacote `stats` e `agricolae` (R Core Team, 2014).

Para testar a influência do meio na sucessão, foi realizada a análise de redundância (RDA), que é uma análise canônica assimétrica, usada para achar eixos com alta correlação entre as variáveis bióticas e abióticas. Ela visa à ordenação dos gradientes de forma similar à CCA, usando distância euclidiana e não χ^2 , porém com o benefício de não ser unimodal, ou seja, são realizadas múltiplas regressões buscando a melhor combinação com as variáveis explicativas (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Anteriormente à RDA, foi realizada a análise de correlação, seguida do teste de correlação a 5% de probabilidade, das variáveis

abióticas (IAF, luminosidade e declividade) para testar a independência das mesmas. A RDA foi realizada utilizando a abundância das espécies e as variáveis abióticas, que foram consideradas independentes, e testada a significância dos resultados a *posteriori* utilizando método de simulação de Monte-Carlo com 999 permutações. Essas análises foram realizadas com o software R, pacote stats e vegan (R Core Team, 2014).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Histórico da área

Utilizando-se os recortes de 78 ha nos três anos analisados, podem-se observar as mudanças nas classes de cobertura do solo das cinco áreas (Figura 3). A área original (madura) do PEDI (localidades M1 e M2) não sofreu alteração ao longo do tempo, somente seu entorno sofreu modificações, sem perda de cobertura na floresta. A M1 se encontra próxima de dois Açudes presentes no interior do PEDI, enquanto a M2 se encontra próxima à comunidade que divide as duas áreas (madura e em regeneração). A área em regeneração do PEDI (localidades R1, R2 e R3) mostrou grande variação ao longo do tempo, resultante de impacto antrópico, pois, por meio de entrevistas, moradores locais relataram que pessoas moravam na área em regeneração há aproximadamente 30 anos, realizando retirada da vegetação e plantio de culturas. Há cerca de 25 anos, os moradores foram retirados da área, porém ainda ocorria a entrada de pessoas para retirada de madeira para construção de residências e para utilização como lenha. Atualmente, ainda ocorre a entrada de pessoas para retirada de frutos, para utilização das trilhas em seu interior e atividade de *motocross* na área. Também há relatos de incêndios ocasionais sem propósito definido.

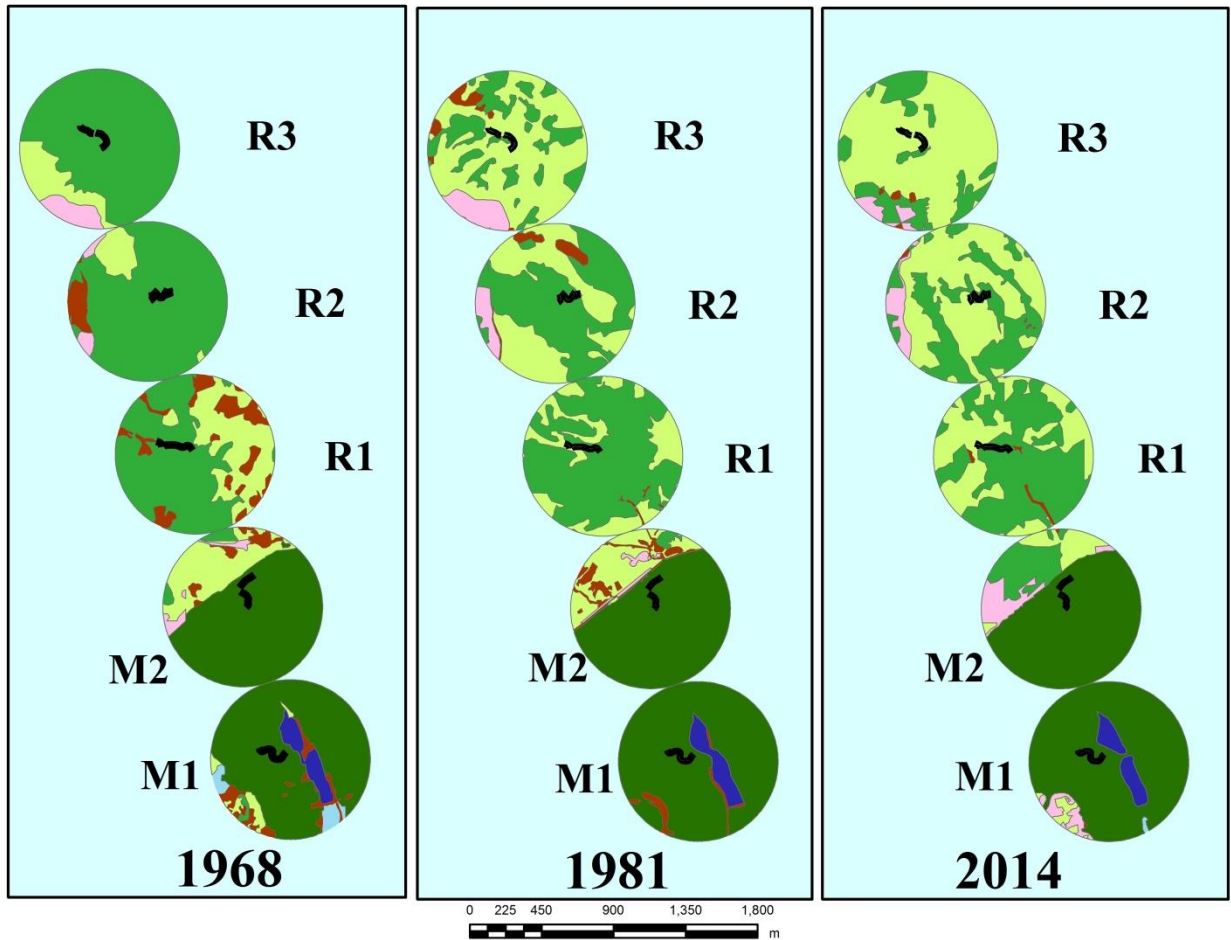


Figura 3. Imagens vetorizadas dos anos de 1968, 1981 e 2014 das cinco áreas estudadas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE. As duas inferiores (M1 e M2) estão inseridas na área madura e as três superiores (R1, R2 e R3) na área em regeneração. As áreas de abrangência imediata (AAI) estão representadas em preto.

■ Floresta madura ■ Floresta aberta ■ Capoeira ■ Solo aparente ■ Área urbana ■ Açude ■ Alagado

Como a área madura do PEDI se manteve constante ao longo dos anos, seus contextos não foram analisados. Porém, pode-se observar que nos três recortes da área em regeneração, as coberturas locais foram se tornando mais heterogêneas, com o número de manchas aumentando e a área média por mancha diminuindo, podendo-se notar diminuição no tamanho das manchas na classe de floresta aberta ao longo do tempo (Figura 4 e 5).

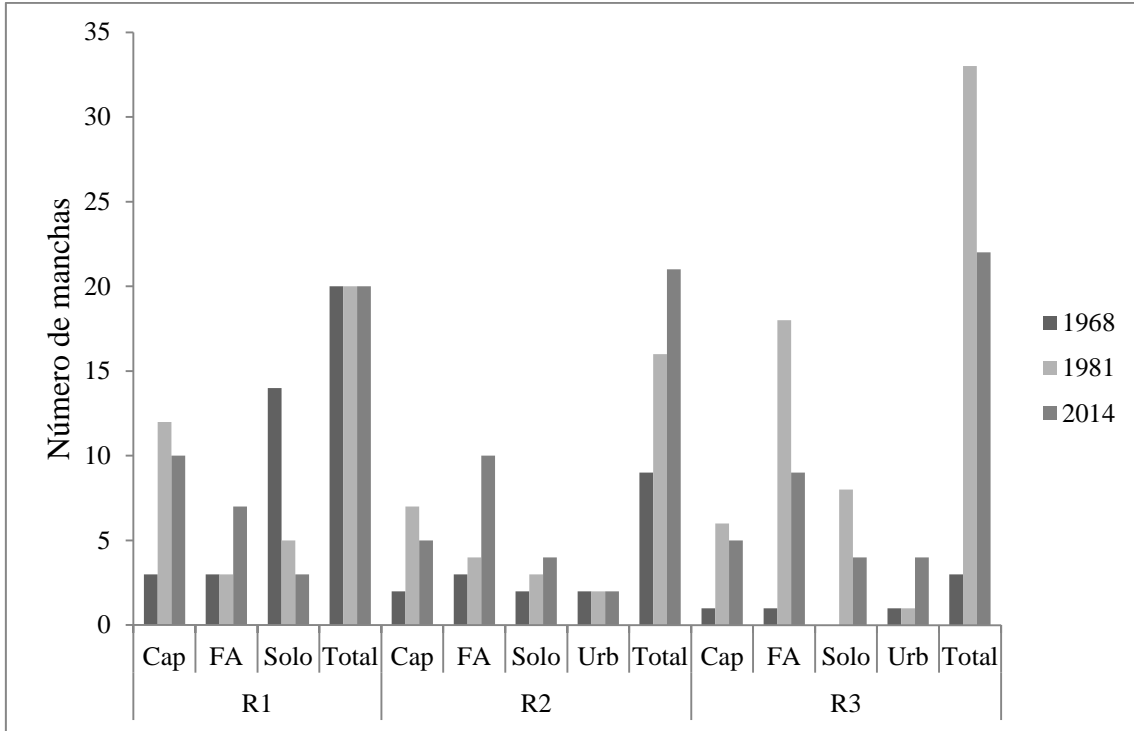


Figura 4. Número de manchas por classe e total nos três recortes (78 ha) da área em regeneração do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE, nos três anos avaliados. Cap: Capoeira; FA= Floresta Aberta; Urb= Urbano.

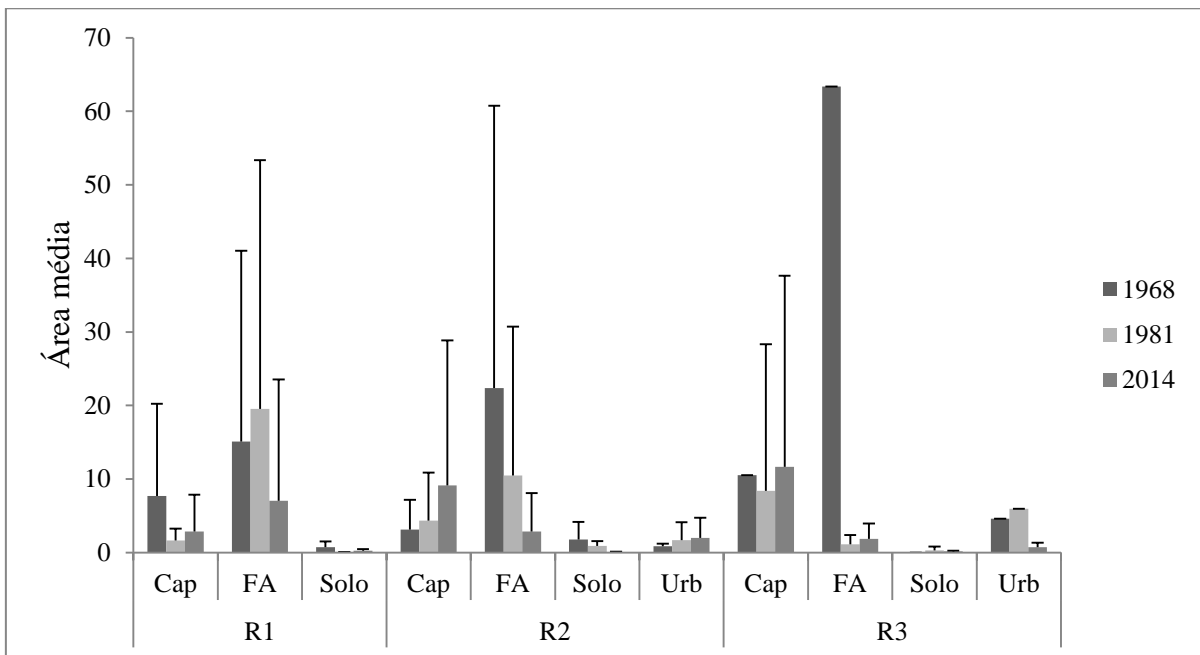


Figura 5. Média da área por mancha, com desvio padrão, por classe nos três recortes (78 ha) da área em regeneração do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE, nos três anos avaliados. Cap: Capoeira; FA= Floresta Aberta; Urb= Urbano.

Também foi observada a porcentagem de ocupação das classes nos três recortes da área em regeneração, ao longo do tempo (Figura 6). Na R1, a floresta aberta se manteve a

classe predominante, sofrendo pequenas flutuações ao longo do tempo, enquanto na R2 e R3, pode-se observar a conversão de floresta aberta para a capoeira, que se torna a classe predominante. Em ambas as classes há a presença da classe urbana, que não está presente na R3.

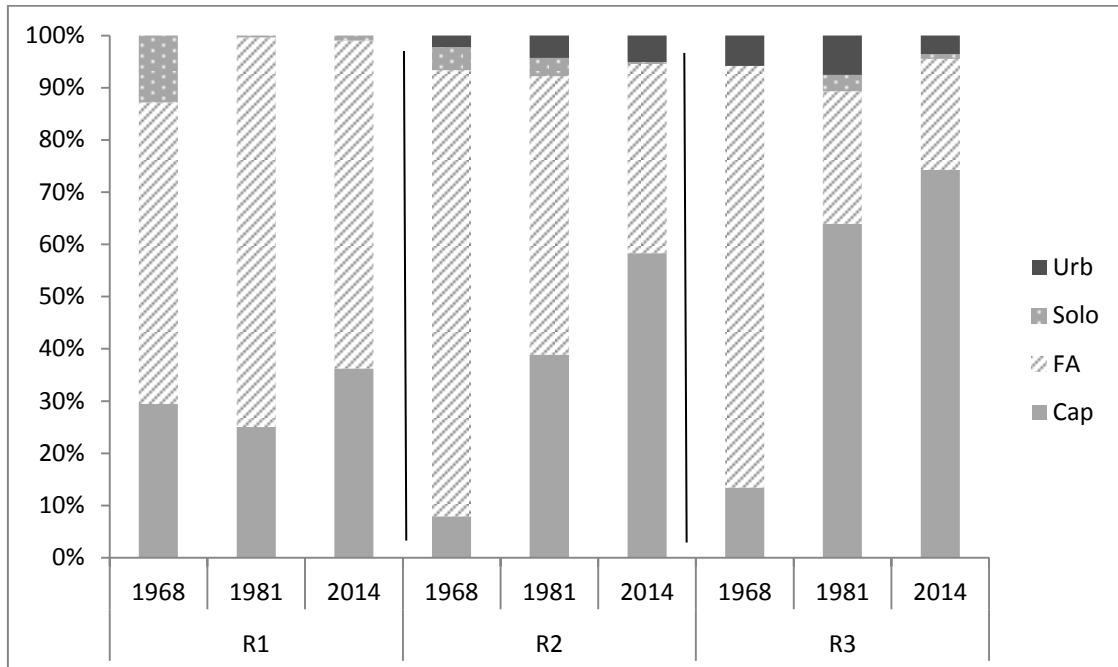


Figura 6. Percentagem de ocupação das classes de uso do solo nos três recortes da área em regeneração do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE, nos três anos analisados. Cap: Capoeira; FA= Floresta Aberta; Urb= Urbano.

Assim, pode-se constatar que a utilização da área ocorreu de forma heterogênea, com locais mais impactados que outros, com fragmentação das manchas anteriormente grandes e poucas, para muitas e pequenas. Ocorreu ainda a conversão da classe de floresta aberta para capoeira, oriunda provavelmente da ação humana, devido à presença da classe urbana nas localidades com maior conversão.

A utilização de fotografias aéreas permitiu a visualização e quantificação das mudanças ao longo do tempo na cobertura do solo, mostrando a heterogeneidade da área em regeneração. Esta heterogeneidade foi oriunda de impacto antrópico, como relatado nas entrevistas e por esta área em regeneração estar imersa em uma matriz urbana sem possuir nenhum *status* de proteção anteriormente a 2014. Isto fica evidente quando se observa que os dois recortes históricos que possuem a classe de cobertura do solo urbana (R2 e R3), foram os que tiveram maior substituição da classe floresta aberta para a classe capoeira. O meio urbano é, de fato, um dos fatores principais que influenciam negativamente a regeneração na floresta

Atlântica, como observado por Rezende et al. (2015) em paisagem de Mata Atlântica no sudeste do Brasil.

4.2 Análise da cronosequência

A partir da análise das AAI (Figura 3), delimitou-se a cronosequência. Não houve diferença na cobertura do solo entre as duas AAI da área madura (M1 e M2), logo ambas representam a floresta madura.

A análise da cobertura do solo na área em regeneração revelou um histórico complexo e não sequencial ou progressivo. Em 1968, as três AAI da área regenerante (R1, R2 e R3) tinham cobertura de floresta aberta. Em 1981, todas tiveram redução na classe floresta aberta, 26%, 3% e 7%, na R1, R2 e R3, respectivamente. Em 2014, houve um acréscimo de 10% na R1, enquanto houve redução na R2 e R3, de 29% e 89%, respectivamente. As reduções observadas na classe floresta aberta resultaram do aumento da classe capoeira, indicando que ocorreu impacto na área.

A cronosequência delimitada, portanto, consiste em duas áreas representando a floresta madura (M1 e M2); a R1, por ter sofrido impacto entre 1968 e 1981 e regeneração observada em 2014, representa a regenerante tardia; e ambas as R2 e R3, por terem sofrido impacto entre 1981 e 2014, representam a regenerante inicial. Pode-se observar que as intensidades de impacto na R2 e R3 divergiram, sendo consideravelmente maior na R3; assim, R2 representa a regenerante inicial menos impactada e R3, a regenerante inicial mais impactada.

Assim, as fotografias aéreas permitiram a delimitação da cronosequência das localidades estudadas e a intensidade da conversão das classes de cobertura do solo ao longo do tempo. Por exemplo, para as áreas em regeneração inicial (mesma idade), as fotografias mostraram impactos distintos, fato este que pode alterar o caminho da sucessão e que geralmente não é considerado nos estudos de sucessão (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015).

A riqueza rarefeita confirmou o esperado para a cronosequência do dossel, com riquezas semelhantes entre as localidades de floresta madura e a regenerante tardia (M1, M2 e R1). R1 também foi semelhante à regenerante inicial menos impactada (R2), porém a floresta regenerante inicial mais impactada (R3) diferiu das demais (Figura 7a), observando-se a não sobreposição do intervalo de confiança. A riqueza rarefeita para o sub-dossel não apresentou a mesma tendência, não havendo diferença significativa entre as florestas maduras,

regenerantes tardia e inicial menos impactada (M1, M2, R1 e R2). Porém, a floresta regenerante inicial mais impactada (R3) continuou diferindo das demais (Figura 7b).

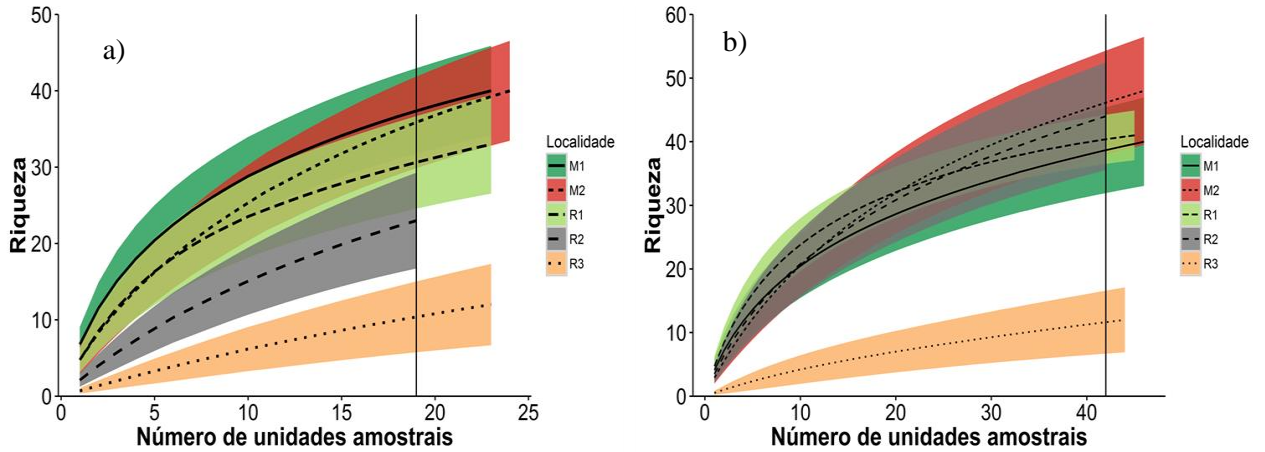


Figura 7. a) Riqueza rarefeita por unidades amostrais do dossel com intervalo de confiança a 95% das cinco áreas do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), Recife, PE. b) Riqueza rarefeita do sub-dossel por unidades amostrais com intervalo de confiança a 95% das cinco áreas do PEDI.

De fato, registramos um padrão sucessional no qual a riqueza tanto do dossel quanto do sub-dossel tendem a aumentar ao longo da cronossequência. O dossel exibiu gradação entre as diferentes idades de sucessão, em um gradiente muito claro, enquanto o sub-dossel apresentou a mesma riqueza para todas as localidades, à exceção da floresta regenerante inicial mais impactada. É possível, por este indicador, aceitarmos a hipótese da convergência, principalmente ao se considerar o sub-dossel nas áreas com menos de 30 anos (floresta regenerante inicial menos impactada), que já não apresenta diferenças em riqueza em relação à floresta madura. Este mesmo padrão foi observado por Nascimento et al. (2014) na floresta Atlântica de Pernambuco, ao observarem baixa convergência na riqueza do dossel, mas convergência na riqueza do sub-dossel em apenas 20 anos, devido à introdução progressiva de espécies tardias. Em geral, pode-se observar a convergência da riqueza em aproximadamente 20 anos, assemelhando-se e podendo até superar a riqueza de florestas maduras (NORDEN et al., 2009; DENT et al., 2013).

Os descritores fisionômicos de altura, densidade e área basal para o dossel seguiram o esperado para a cronossequência com todos os parâmetros decrescendo com a redução da idade. Não houve diferença entre as localidades da floresta madura (M1 e M2) para nenhum dos descritores, porém as mesmas diferiram das demais áreas em altura e área basal. Não houve diferença em densidade entre a floresta madura e a regenerante tardia (Tabela 2). Para o sub-dossel, a tendência não foi a mesma que a encontrada para o dossel, pois a altura variou

significativamente entre as localidades, enquanto a área basal não apresentou diferença significativa entre as localidades da floresta madura, regenerante tardia e inicial menos impactada. A densidade não apresentou diferenças entre M1 e R1 e nem entre M2 e R2. A floresta regenerante inicial R3, mais impactada, diferiu das demais em todos os descritores fisionômicos (Tabela 2).

Tabela 2. Valores da fisionomia: altura média com desvio padrão, densidade em hectare e área basal em m² por hectare das localidades estudadas para dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife- PE.

	Dossel			Sub-dossel		
	Altura média ± DP	Densidade (ha)	Área basal (m ² /ha)	Altura média ± DP	Densidade (ha)	Área basal (m ² /ha)
M1	13,229 ± 3,832 a	360 a	18,7184 a	8,026 ± 2,222 a	721 a	2,75087 a
M2	13,548 ± 5,231 a	274 ab	17,2883 a	6,728 ± 2,149 b	412 b	1,55337 a
R1	7,974 ± 1,823 b	240 b	4,97119 b	5,914 ± 1,092 c	846 a	3,31606 a
R2	6,661 ± 1,961 b	91 c	1,73672 b	5,310 ± 1,307 d	564 b	2,17619 a
R3	6,868 ± 1,786 b	33 c	1,01059 c	4,704 ± 1,379 e	73 c	0,245304 b

Valores seguidos pela mesma letra não são diferentes a 5% de probabilidade. M1: Floresta madura 1; M2: Floresta madura 2; R1: Floresta regenerante tardia; R2: Floresta regenerante inicial menos impactada; R3: Floresta regenerante inicial mais impactada, DP: Desvio padrão.

Os indicadores fisionômicos exibiram aumento na altura, densidade e área basal do dossel ao longo da cronossequência, como demonstrado em outros trabalhos (AIDE et al., 1996, CHINEA, 2002, GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001, CHAZDON et al. 2007). Apesar de exibir, assim, o padrão de convergência com a floresta madura, a floresta regenerante tardia, que possui entre 34 a 47 anos de regeneração, apresentou valor da área basal muito abaixo do encontrado na floresta madura para o dossel, discordando de estudos que apresentam convergência na área basal já em 40 anos (AIDE et al., 1996) e 12 anos de regeneração (NASCIMENTO et al., 2014). Porém, Piotto et al. (2009) observaram que seriam necessários mais de 40 anos para os descritores fisionômicos, como área basal, altura e densidade, assemelharem-se à floresta atlântica madura, e Chinea (2002) atentou que seriam necessários mais de 30 anos para convergência fisionômica. Isso não se repetiu para o sub-dossel, o que ressalta novamente sua capacidade de resiliência, nos indicadores de densidade e área basal. A área em regeneração tardia já se encontra em fase adiantada de regeneração, aproximando-se da fase madura, quando se considera a densidade próxima no dossel e por ultrapassar as densidades e área basal da área madura no sub-dossel. Este perfil foi registrado por Marques et al. (2014), que verificaram o aumento de ambos indicadores com a idade em uma floresta tropical úmida e Aide et al. (1996), ao notarem aumento na densidade, em

estágio intermediário de sucessão em uma floresta subtropical. Os valores encontrados para os descritores fisionômicos diferiram entre o sub-dossel e o dossel da mesma localidade, como já era esperado, pois o dossel, em geral, possui maiores valores de altura e área basal, enquanto o sub-dossel apresenta maior densidade (BOHLMAN, 2015).

A representatividade de lianas e palmeiras foi de modo geral baixa, porém as palmeiras só foram encontradas na área regenerante, enquanto as lianas foram encontradas com maior número na área madura. Foram identificados para o dossel apenas três indivíduos de liana na floresta madura e três indivíduos de palmeira na FR3. Para o sub-dossel, foram identificados 16 indivíduos de liana na floresta madura, um indivíduo na FR1 e um na FR2 e 14 indivíduos de palmeira na área regenerante, sendo dois na FR1, seis na FR2 e seis na FR3.

Entre as formas de vida, as lianas foram mais abundantes na floresta madura que na floresta regenerante, concordando com Guariguata; Ostertag (2001) que observaram que de forma geral há maior presença de lianas na floresta madura, passando para raras na floresta secundária madura e ausente na regenerante.

Ao se considerar a similaridade na composição das espécies nas UAs, de dossel e sub-dossel, através da ordenação espacial com NMDS utilizando a matriz de similaridade de Chao-Jaccard, a mesma tendência que a encontrada na rarefação permaneceu. O escalonamento do dossel obteve stress de 0,28, indicando estruturação aceitável da espacialização (CLARKE; GORLEY, 2006) e mostrou uma gradação entre os grupos de acordo com a idade, agrupando as florestas maduras (M1 e M2) e seguindo com as regenerantes tardia, inicial menos impactada e inicial mais impactada, esta última com maior distância das demais (Figura 8a). O escalonamento do sub-dossel obteve stress 2D de 0,1, indicando estruturação ótima da espacialização (CLARKE; GORLEY, 2006) e mostrou a mesma gradação que a observada para o dossel porém com maior proximidade entre as UAs (Figura 8b).

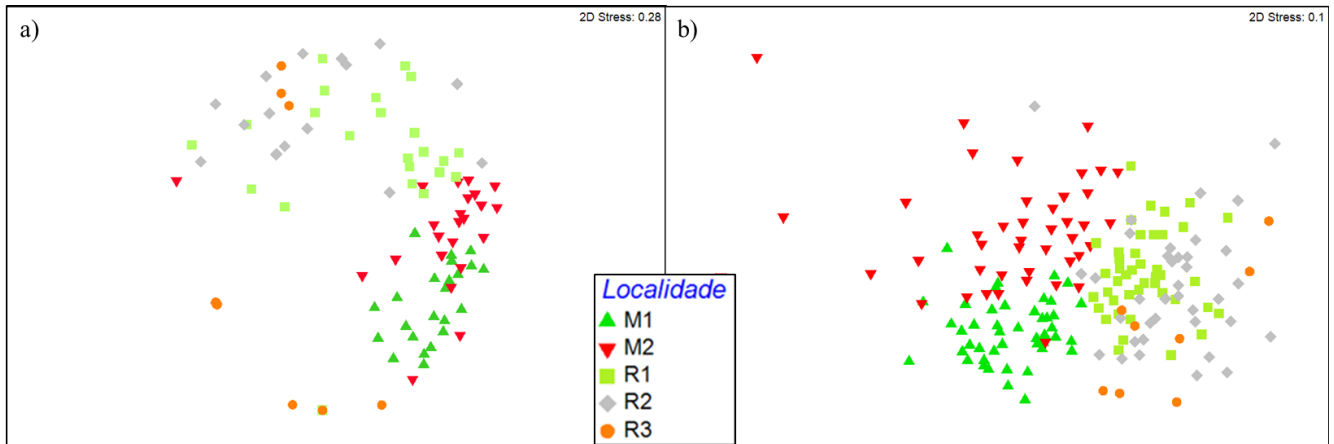


Figura 8. Espacialização das unidades amostrais de dossel (a) e sub-dossel (b) através da análise de escalonamento não dimensional (NMDS), utilizando a matriz de similaridade de Chao-Jaccard, do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE. M1: Floresta madura 1; M2: Floresta madura 2; R1: Floresta regenerante tardia; R2: Floresta regenerante inicial menos impactada; R3: Floresta regenerante inicial mais impactada.

Pela análise do ANOSIM todos os resultados foram significativos (valor de $P < 0,001$). Para o dossel, as florestas maduras 1 e 2 (M1 e M2) foram similares entre si, assim como as regenerantes tiveram maior similaridade entre elas. Porém, a floresta madura 2 (M2) foi mais semelhante da regenerante tardia (R1) do que da regenerante inicial mais impactada (R2) (Tabela 3). Para o sub-dossel, foram encontradas similaridades análogas às encontradas para o dossel, porém a localidade de floresta madura M2 apresentou maior similaridade das regenerantes tardia e inicial menos impactada (R1 e R2) que a regenerante inicial mais impactada (R3). Possivelmente, M1 não apresentou maior similaridade com as regenerantes (R1, R2 e R3), como a encontrada para a M2, por possuir espécies exclusivas por estar próxima a corpos d'água.

Tabela 3. Valores de R, encontrados a partir da análise de similaridade (ANOSIM), com $P < 0,001$, para as UAs de dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE

	Dossel				Sub-dossel				
	M1	M2	R1	R2	M1	M2	R1	R2	
M2	0,34731				M2	0,311			
R1	0,58534	0,32088			R1	0,62159	0,31592		
R2	0,56391	0,45958	0,16393		R2	0,52375	0,25042	0,14882	
R3	0,7366	0,67805	0,52805	0,2401	R3	0,64118	0,33637	0,54385	0,37118

Valores próximos a 1 representam maior separação entre os grupos e valores próximos a 0 representam menor separação entre os grupos. M1: Floresta madura 1; M2: Floresta madura 2; R1: Floresta regenerante tardia; R2: Floresta regenerante inicial menos impactada; R3: Floresta regenerante inicial mais impactada.

Ao se testar a similaridade do sub-dossel com o dossel (Tabela 4), confirmou-se que o sub-dossel é mais similar do dossel da mesma localidade, a exceção do sub-dossel da floresta madura 2 (SM2), que apesar da alta similaridade com o seu dossel (M2), apresentou maior similaridade com o dossel da floresta madura 1 (M1).

Descartando-se a comparação dos estratos florestais na mesma localidade, observa-se que o sub-dossel nas localidades em regeneração obteve maior similaridade com o dossel das localidades em estágio superior de regeneração do que com as localidades em estágios inferiores (Tabela 4). Por exemplo, o sub-dossel da regenerante tardia (SR1) obteve maior similaridade com o dossel de floresta madura 2 (M2) que com o dossel da regenerante inicial menos impactada (R2). Pode-se observar também a alta similaridade entre o sub-dossel da SR2 com o dossel da área madura (M1 e M2).

Tabela 4 . Análise de similaridade (ANOSIM) entre as UAs de dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, PE

	M1	M2	R1	R2	R3
SM1	0,123474*	0,606116*	0,669669*	0,62535*	0,700038*
SM2	0,062537	0,116337*	0,206862*	0,184021*	0,249591*
SR1	0,515339*	0,25057*	0,11303*	0,367478*	0,581464*
SR2	0,344935*	0,197161*	0,121472*	0,07024	0,312377*
SR3	0,627826*	0,603937*	0,522979*	0,341843*	-0,00296

Valores em cinza representam a comparação entre o sub-dossel e o dossel da mesma localidade. Valores com * representam aqueles significativos a 5% de probabilidade ($P < 0,05$). M1: Floresta madura 1; M2: Floresta Madura 2; R1: floresta regenerante tardia; R2: Floresta regenerante inicial menos impactada; R3: Floresta regenerante inicial mais impactada. A nomenclaturas antepostas com S representam o sub-dossel, sem o S, representam o dossel.

Enquanto riqueza e fisionomia parecem convergir primeiro, em 20, 30 ou 40 anos (NORDEN et al., 2009; CHINEA, 2002; PIOTTO et al., 2009; DENT et al., 2013), a recuperação na composição de espécies é mais difícil de observar (CHAZDON, 2008). Norden et al. (2009) observaram a convergência de florestas secundárias com florestas maduras ao analisar plântulas e mudas, que ao longo da sucessão se tornariam o dossel em uma floresta tropical úmida na Costa Rica. Piotto et al. (2009) observaram que mais da metade das espécies encontradas na floresta madura se encontravam nas florestas regenerantes com mais de 40 anos, porém a similaridade entre as localidades foi baixa, na floresta Atlântica da Bahia. Já Dent et al. (2013) e Chinea (2002) não observaram a recuperação da composição quando comparadas as florestas regenerantes com a floresta madura em até 100 anos em uma floresta tropical úmida do Panamá e em floresta subtropical úmida com mais de 45 anos em Porto Rico, respectivamente.

Analisando assembleias de dossel, notou-se que as áreas em regeneração com idades mais próximas são mais similares, enquanto no sub-dossel, as áreas regenerantes já são semelhantes à floresta madura, com tendência à convergência, o que não foi observado apenas na floresta regenerante inicial mais impactada. Assim, quando se considera a composição das espécies, a convergência foi registrada, tanto no dossel, quanto no sub-dossel. Entre as áreas de floresta madura, aquela mais distante demonstrou menor similaridade com as áreas em regeneração, quando comparada com a floresta madura mais próxima. Isso pode dever-se a dois fatores: por esta localidade ter espécies exclusivas por estar mais próxima à água, apresentando táxons mais adaptados a essa situação (PYKE et al., 2001; SEGURA et al., 2003) ou pela distância (COOK, 2005).

No nosso estudo, verificou-se que a intensidade do impacto numa área posteriormente abandonada ou dos impactos durante a regeneração pode redirecionar a sucessão. Nas áreas regenerantes iniciais, apesar de possuírem a mesma idade, aquela impactada mais intensamente demora mais a convergir em riqueza, fisionomia e composição de espécies, diferenciando-se das demais localidades na cronosequência avaliada. Como já previsto por Turner et al. (1998) e demonstrado por Uhl et al. (1988), ao compararem a recuperação de áreas degradadas com diferentes intensidades na Amazônia brasileira, identificou-se que a mais intensamente degradada não se recuperou como o esperado para a idade. O maior impacto pode ocasionar a compactação do solo e ocorrência de fogo, ambos fatores importantes na sucessão (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Para a floresta madura (M1 e M2), 14 espécies foram selecionadas como indicadoras do sub-dossel e nove do dossel ($P > 0,05$), das quais, sete podem melhor representar a área por serem indicadoras para ambas (ver apêndice): *Albizia pedicellaris*, *Helicostylis tomentosa*, *Miconia lepidota*, *Parkia pendula*, *Protium heptaphyllum*, *Maprounea guianensis* e *Maytenus distichophylla*. Para a floresta regenerante tardia (R1), foram 17 espécies para o sub-dossel e 13 para o dossel, com 10 espécies em comum: *Anacardium occidentale*, *Cecropia pachystachya*, *Luehea ochrophylla*, *Myrcia splendens*, *Coccoloba mollis*, *Pera glabrata*, *Inga thibaudiana*, *Clusia nemorosa*, *Himatanthus phagedaenicus* e *Guapira laxa*. Para a floresta regenerante inicial (R2 e R3), foram selecionadas duas espécies para o sub-dossel e uma espécie para o dossel, com *Chamaecrista ensiformis* em comum.

Avaliando-se o dossel, apenas na floresta madura foram registradas espécies indicadoras que são de sucessão tardia ou climácicas, *Parkia pendula* e *Protium heptaphyllum* (BRANDÃO et al., 2009). Porém, entre as indicadoras do sub-dossel, juntamente com as

florestas maduras, a floresta regenerante tardia também exibe uma espécie de sucessão tardia, a Myrtaceae *Campomanesia dichotoma* (BRANDÃO et al., 2009).

Não foi encontrada diferença significativa entre o IAF e a luminosidade nas localidades de floresta madura. A regenerante tardia (R1) diferiu significativamente das demais enquanto as florestas regenerantes iniciais (R2 e R3) não diferiram significativamente quanto ao IAF, porém diferiram quanto à luminosidade (Tabela 5). Também não foi encontrada diferença significativa na declividade entre as localidades M2, R2 e R3 e entre R1 e R3, porém M1 foi diferente significativamente das demais (Tabela 5).

Tabela 5. Média e desvio-padrão dos parâmetros abióticos de índice de área foliar (IAF), luminosidade e declividade entre as cinco áreas do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE

Área	IAF	Luminosidade	Declividade
M1	3.12±0.38 a	2.65±1.58 a	14.92± 2.91 a
M2	3.11±0.33 a	2.38±1.36 a	28.12± 4.77 b
R1	2.89±0.64 b	5.45±3.59 b	31.82±3.17 c
R2	1.57±1.00 c	11.18±6.99 c	27.76±3.15 b
R3	1.06±0.64 c	17.44±9.18 d	29.22±6.06 bc

As médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si (5% probabilidade). M1: Floresta madura 1, M2: Floresta madura 2, R1: Floresta regenerante tardia, R2: Floresta regenerante inicial 1, R3: Floresta regenerante inicial 2.

Com o aumento da idade de regeneração, pode-se observar a diminuição na luminosidade e o aumento do IAF devido ao fechamento do dossel, como observado por Denslow e Guzman (2000), ao registrarem a diminuição da radiação total com o aumento da idade. A floresta regenerante tardia apresenta valores intermediários, sendo diferente das demais, o que é esperado em estágios intermediários, por haver homogeneização do dossel contendo pequenas aberturas (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2008).

Através da análise de correlação, foi observado que o IAF e a luminosidade possuíam alta correlação negativa: -0,887 e -0,894, para o dossel e para o sub-dossel, respectivamente, ambos com correlação significativa ($P < 0,001$). Assim, foram utilizados os fatores abióticos de luminosidade e declividade para a análise de redundância (RDA) do dossel e do sub-dossel.

A variação na composição das espécies na cronossequência foi pobremente explicada pelas variáveis abióticas, representando apenas 9,5% e 8,7% da variação encontrada para o dossel e o sub-dossel, respectivamente, porém com alta significância ($P < 0,05$) (Figura 9). As florestas regenerantes iniciais possuem correlação positiva com luminosidade, no dossel e no

sub-dossel e a floresta regenerante madura tende a correlação negativa. A floresta regenerante tardia demonstrou maior correlação com a declividade que com luminosidade.

Nenhuma espécie do dossel apresentou correlação positiva com a luminosidade, porém podem-se identificar algumas espécies com correlação negativa com a luminosidade: *Helicostylis tomentosa*, *Parkia pendula*, *Miconia lepidota*, *Maprounea guianensis*, *Albizia pedicellaris*, *Eschweilera ovata*, *Tapirira guianensis*, *Bowdichia virgilioides* e *Schefflera morototoni*, as cinco primeiras indicadoras da floresta madura. *Cecropia pachystachya* e *Talisia macrophylla* apresentaram correlação positiva com a declividade, sendo a primeira indicadora da floresta regenerante tardia (R1).

As espécies do sub-dossel que apresentaram correlação negativa com a luminosidade foram *Miconia lepidota*, *Helicostylis tomentosa* e *Pogonophora schomburgkiana*, as duas primeiras indicadoras da floresta madura. *Chamaecrista ensiformis* apresentou correlação positiva com a luminosidade, sendo esta indicadora da floresta regenerante inicial. As espécies *Eschweilera ovata*, *Coccoloba mollis*, *Guapira laxa*, *Inga thibaudiana*, *Thyrsodium spruceanum* e *Miconia prasina* apresentaram correlação positiva com a declividade, as quatro primeiras indicadoras da floresta regenerante tardia (Figura 9).

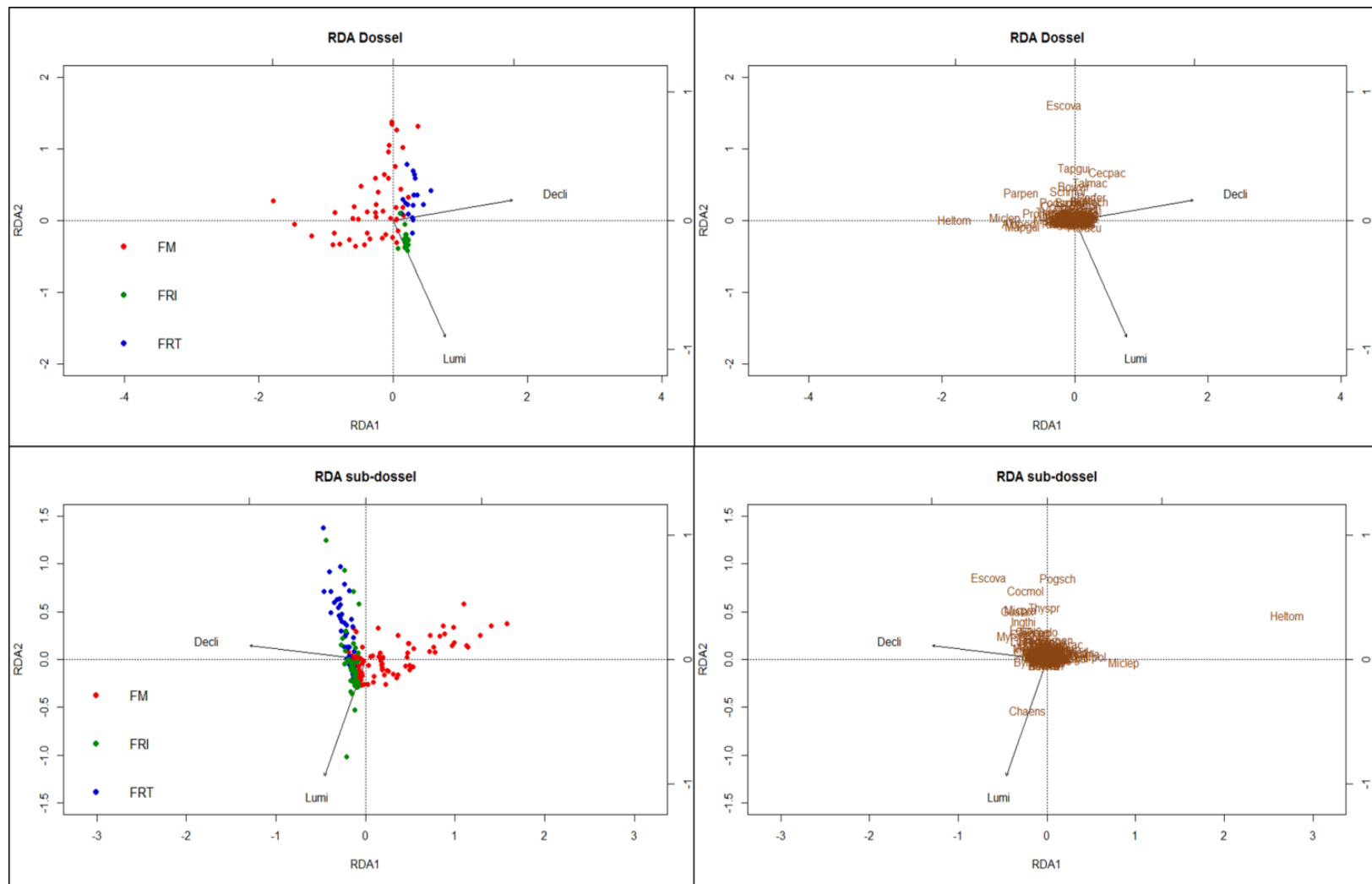


Figura 9. Análise de redundância (RDA) para variações na composição de espécies na cronossequência explicadas pelas variáveis abióticas de luminosidade (Lumi) e declividade (Decli) para o dossel e sub-dossel do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE.

Provavelmente, o baixo poder explicativo das variáveis abióticas na variação da composição de espécies se deva pela maior parte da variação ocorrer devido à cronossequência, como observado por Aide et al. (1996), ao testarem variáveis abióticas que poderiam influenciar a sucessão, registrando somente a idade e a elevação como fatores que influenciaram significativamente. Montgomery e Chazdon (2001) também não observaram forte correlação nas medidas de estrutura da floresta e a disponibilidade de luz, atribuindo a variação na luminosidade à complexa interação entre o dossel, sub-dossel e sub-bosque. A declividade também não apresentou forte correlação, apesar de Robinson et al. (2015) observarem que a menor declividade estava positivamente relacionada com o aumento da biomassa e diversidade.

Uma possível limitação ao presente trabalho é a distância variável em que as localidades regenerantes se encontram em relação à área madura, pois a distância de florestas maduras pode influenciar a sucessão (NORDEN et al., 2009). Chinea (2002), ao identificar que a idade desde o abandono foi o melhor preditor para riqueza e diversidade de espécies, também notou que a distância (0–2420 m) para a floresta madura influenciou significativamente esta variação em florestas secundárias com menos de 45 anos. Cook (2005) observou que a distância afetou a abundância de espécies tardias e a substituição de espécies. Porém, no presente estudo, foi observada maior similaridade na composição de espécies entre o sub-dossel e o dossel de uma localidade mais distante do que de uma mais próxima, sugerindo que a distância não foi um fator limitante para dispersão. Podemos também observar que há outras fontes de propágulos nesta paisagem urbana, porém a floresta madura mais próxima na paisagem é, para todas as localidades, a área madura do próprio PEDI.

No nosso estudo, foi possível observar o padrão de convergência das florestas secundárias em florestas maduras, corroborando com pesquisas que encontraram a mesma tendência, dentro de um modelo progressivo de sucessão (CHAZDON, 2003; LIEBCH et al., 2009; LETCHER; CHAZDON, 2009; NORDEN et al., 2009; MARQUES et al., 2014; NASCIMENTO et al., 2014). O tempo requerido para esta convergência foi menor no sub-dossel do que no dossel, porque o estrato florestal inferior apresenta similaridade às condições de floresta madura mais rapidamente, como já registrado em florestas tropicais úmidas e secas (GUARIGUATA et al., 1997; DUPUY et al., 2012). Isto é um resultado animador quando se considera que, em geral, florestas próximas a áreas urbanas sofrem mais perturbações, podendo resultar em padrões de sucessão diferentes do esperado (JOPPA; PFAFF, 2010; MEINERS et al., 2015). Porém, os resultados encontrados em estudos de sucessão dependem

dos indicadores utilizados para aferição do padrão sucessional. De maneira geral, concorda-se que a riqueza e a fisionomia se recuperam mais rapidamente do que composição florística (HOWORTH; PENDRY, 2006; DENT et al., 2013; NASCIMENTO et al., 2014).

4.3 Implicações para a Conservação

Se florestas secundárias conseguem se recuperar naturalmente, diminui-se o custo com restauração dessas florestas, além de aumentar a área disponível para conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, pois sua área de ocupação mundial já é extensa, principalmente em países tropicais (FAO, 2005). Porém, a regeneração natural pode levar mais de 40 anos para ocorrer no sub-dossel, levando-se, assim, um longo tempo para o dossel convergir com as florestas maduras em seu entorno. Mesmo assim, seu valor para a conservação se eleva principalmente em áreas urbanizadas, que estão mais sujeitas a constantes perturbações e devido ao mundo estar se tornando mais urbanizado, diminuindo a distância de áreas naturais ao meio urbano (MCDONALD et al., 2009). Contudo, a intensidade da perturbação em curso na área de estudo, como queimadas e retirada de madeira (CHAZDON, 2003), podem requerer que medidas de restauração sejam tomadas, a fim de se garantir este potencial. Assim, ao se conhecer quais espécies ocorrem naturalmente na paisagem e ao se utilizar as fotografias aéreas para delimitar como se deu seu histórico de utilização do solo, pode-se gerar uma base de dados confiável para a escolha de áreas prioritárias e diretrizes para restauração (WALKER et al., 2007). Tais diretrizes podem incluir a utilização da regeneração natural assistida, ou a manipulação da sucessão, que é uma maneira eficaz de se restaurar ambientes degradados, ao se acelerar e impulsionar a sucessão, e que possui baixo custo, quando comparada aos métodos de restauração geralmente utilizados (SHONO et al., 2007).

5. CONCLUSÕES

Neste estudo, pode-se observar o aumento da riqueza florística, da similaridade florística e fisionomia ao longo da cronossequência, confirmando o padrão de convergência em aproximadamente 40 anos, quando considerado o sub-dossel, que já apresenta tendências de convergir à floresta madura mais rapidamente que o dossel.

Os fatores abióticos selecionados (luz e declividade) não influenciaram fortemente as assembleias formadas por sucessão, apesar de haver a diminuição gradativa da disponibilidade de luz ao longo da cronossequência.

A intensidade do impacto influenciou todos os parâmetros observados, retardando ou podendo inclusive ter interrompido a regeneração da floresta regenerante inicial mais impactada. Assim, esta área provavelmente necessitará de mais tempo para se regenerar naturalmente e/ ou irá necessitar de medidas de restauração.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; ROSARIO, M.; MARCANO, H. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in Northeastern Puerto Rico. **Biotropica** v. 28, n. 4a, p. 537-548, 1996.
- AIDE, T.M. et al. Forest Regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 328-338, 2000.
- ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006.
- AMLIN, G.; SURATMAN, M.N.; ISA, N.N.M. Anthropogenic impacts on forest regeneration: Challenges and the way forward. In: **Business, Engineering and Industrial Applications (ISBEIA) Symposium**. IEEE, 2012. p. 158-162.
- Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105–121, 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et. al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, 2015. DOI: 10.1111/brv.12231
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed, 4. Ed., 752 p., 2007.
- BENGTSSON, J. et al. Reserves, resilience and dynamic landscapes. **AMBIO: A journal of the Human Environment**, v. 32, n. 6, p. 389-396, 2003.
- BEZERRA, M.G.C. **Transformações espaço-temporais da mata de Dois Irmãos a partir da avaliação dos processos de apropriação do espaço**. 2006. 92f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, 2006.
- BIACHINI, E.; PIMENTA, J.A.; SANTOS, F.A.M. Spatial and Temporal Variation in the Canopy Cover in a Tropical Semi-Deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 3, p. 269-276, 2001.
- BOHLMAN, S.A. Species diversity of canopy versus understory trees in a Neotropical Forest: Implications for forest structure, function and monitoring. **Ecosystems**, 2015. DOI: 10.1007/s10021-015-9854-0
- BRANDÃO, C.F.L.S. et al. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo em um fragmento de floresta atlântica em Igarassu – Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, n.1, p.55-61, 2009.
- BRISKE, D.D.; FUHLENDORF, S.D.; SMEINS, F.E. Unified Framework for Assessment and Application of Ecological Thresholds. **Rangeland Ecology & Management**, v. 59, n. 3, p. 225-236, 2006.
- CALDAS, A.M. **Solos, antropização e morfometria da microbacia do Prata, Recife – PE**. 2007. 134f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2007.

- CHANTHORN, W. et al. Viewing tropical forest succession as a three-dimensional dynamical system. **Theoretical Ecology**, 2015. DOI 10.1007/s12080-015-0278-4
- CHAO, A. et al. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters**, v. 8, p. 148–159, 2005. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x
- CHAZDON, R.L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematic**, v. 6, 2003.
- CHAZDON, R.L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 273-289, 2007.
- CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.
- CHAZDON, R.L. et al. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406–1417, 2009.
- CHINEA, J.D. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 167, n. 1, p. 195-207, 2002.
- CHINEA, J.D.; HELMER, E.H. Diversity and composition of tropical secondary forests recovering from large-scale clearing: results from the 1990 inventory in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 180, n. 1, p. 227-240, 2003.
- CHRISTENSEN JR, N.L. An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America. **Forest Ecology and Management**, v. 330, p. 312-322, 2014.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **Primer v6: User Manual/Tutorial**. PRIMER-E, Plymouth, UK. 2006.
- CLEMENTS, F.E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation**. Carnegie Institution of Washington, 1916.
- COLWELL, R.K. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Version 9, 2013. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>.
- COOK, W.M. et al. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1267-1279, 2005.
- COSTA, F.; MORAIS, A. Protocolo para medidas de Inclinação do terreno. **INPA**, 2011. Disponível em: <<http://ppbio.inpa.gov.br/manuais>>. Acesso em: 19 de setembro de 2014.
- COUTINHO, R.Q.; LIMA FILHO, M.F.; SOUZA NETO, J.B.; SILVA, E.P. Características climáticas, geológicas, geomorfológicas e geotécnicas da Reserva Ecológica de Dois Irmãos. In: MACHADO, I. C.; LOPES, A. V.; PÓRTO, K. C. (Org.). **Reserva Ecológica de Dois Irmãos: estudos em um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife-Pernambuco-Brasil)**. Recife: Editora Universitária UFPE, 1998. p. 21-50.

- DE PAULA, S.A.; LEMES FILHO, J.P. Dinâmica do dossel em mata semidecídua no perímetro urbano de Belo Horizonte, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 4 (suplemento), p. 545-551, 2001.
- DENSLOW, J.S.; GUZMAN, S.G. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, p. 201-212, 2000.
- DENT, D.H.; DEWALT, S.J.; DENSLOW, J.S. Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 3, p. 530-542, 2013.
- DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.
- DUNCAN, R.S.; DUNCAN, V.E. Forest succession and distance from forest edge in an Afro-Tropical Grassland. **Biotropica**, v. 32, n. 1, p. 33-41, 2000.
- DUPUY, J.M. et al. Patterns and correlates of Tropical Dry Forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. **Biotropica**, v. 44, n. 2, p. 151-162, 2012. DOI 10.1111/j.1744-7429.2011.00783.x
- ELIOT, C. Method and metaphysics in Clements's and Gleason's ecological explanations. **Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences**, v. 38, 2006.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **State of the World's Forests**, 168p., 2005.
- FIDEM, Fundação de Desenvolvimento da Região Metropolitana do Recife. **Ortofotocarta 8105**, Recife, 1984.
- Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 01/10/2015.
- FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. 1999.
- FREITAS, M.A.; COSTA, F.; MORAIS, A. Manual de Instalação Parcelas RAPELD: Protocolo de Instalação de Parcelas Terrestres. **INPA**, 2011. Disponível em: <<http://ppbio.inpa.gov.br/manuais>>. Acesso em: 19 de setembro de 2014.
- FRIDLEY, J.D. Successional convergence, stochastic assembly and the future of tropical forests. **Journal of Vegetation Science**, n. 24, p. 415-416, 2013.
- FUKAMI, T.; BEZEMER, T.M.; MORTIMER, S.R.; PUTTEN, W.V.D. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1283-1290, 2005.
- GLEASON, H.A. The Individualistic Concept of the Plant Association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 53, n. 1., p. 7-26, 1926.

GOOGLE EARTH. Parque Estadual de Dois Irmãos e redondeza, 2014. Imagem de Satélite. Composição colorida. Escala 1:10000. Fonte: Google, DigitalGlobe.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.

GUARIGUATA, M.R. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology**, v. 132, p. 107–120, 1997.

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

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, 2001.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira**, n.1, Rio de Janeiro, 2012.

JENSEN, J.R. **Sensoriamento remoto do ambiente: Uma perspectiva em recursos terrestres**. Editora Parêntese, São José dos Campos, SP. 2009.

JOHNSON, E.A.; MIYANISHI, K. Testing the assumptions of chronosequences in succession. **Ecology Letters**, v. 11, n. 5, p. 419-431, 2008.

JOPPA, L.N.; PFAFF, A. Global protected area impacts. **Proceedings of the Royal Society B**, 2010. Doi:10.1098/rspb.2010.1713.

LAURANCE, W.F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Preface, v. 142, p. 1137, 2009.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2 ed. Amsterdam: Elsevier science B.V., 1998.

LETCHER, S.G.; CHAZDON, R.L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

MAGNUSSON, W.E. et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, 2005.

MARQUES, M.C.M. et al. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 3, 2014.

MARTINS, S.V. et al. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, 2002.

MCDONALD, R.I. et al. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. **Landscape and Urban Planning**, v. 93, n. 1, p.63-75, 2009.

- MEINERS, S.J. et al. Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamic communities. **Functional Ecology**, v. 29, p. 154-164, 2015.
- MELO, F.P.L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.
- METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Editorial, v. 142, p. 1138-1140, 2009.
- MITTERMEIER, R.A. et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.). **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. p. 3-22.
- MONTGOMERY R.A.; CHAZDON, R.L. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in tropical wet forests. **Ecology**, v. 82, n. 10, p. 2707–2718, 2001.
- NASCIMENTO, L.M. et al. Natural forest regeneration in abandoned sugarcane fields in northeastern Brazil: floristic changes. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 84-97, 2012.
- NASCIMENTO, L.M. et al. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence. **Journal of Forest Research**, 2014. DOI 10.1007/s10310-014-0441-6
- NICOTRA, A.B.; CHAZDON, R.L.; IRIARTE, S.V. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1908–1926, 1999.
- NORDEN, N. et al. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, p. 385-394, 2009.
- OLIVEIRA, M.C.; SILVA JUNIOR, M.C. Evolução histórica das teorias de sucessão vegetal e seus processos. **CEPPG**, n. 24, p. 104-118, 2011.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in a south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, p. 483-508, 1994.
- ONU, Organização das Nações Unidas. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. 2015. Disponível em: <http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/69/L.85&Lang=E>
- PASCARELLA, J.B. et al. Land-Use History and Forest Regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 3, p. 217–228, 2000. DOI: 10.1007/s100210000021
- PELTZER, D.A. et al. Understanding ecosystem retrogression. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 4, p. 509–529, 2010.
- PEREIRA, J.L.G. (coord.). **Protocolo 17 - Topografia e Cartografia**. PPBio Amazônia Oriental. Museu Paraense Emílio Goeldi. Disponível em <<http://ppbio.museu-goeldi.br/?q=pt-br/protocolo-17-topografia-e-cartografia>>. Acesso em: 19 de setembro de 2014.
- PERES, C.A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W.F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 5, p. 227-229, 2006.

PERNAMBUCO. Decreto Lei nº 9.989, de 13 de janeiro de 1987. Define as reservas ecológicas da Região Metropolitana do Recife. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**, 1987.

PERNAMBUCO. Decreto Lei nº 11.622, de 30 de dezembro de 1998. Dispõe sobre a mudança de categoria, de Manejo das Reservas Ecológicas de Caetés e Dois Irmãos e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**, 1998.

PERNAMBUCO. Decreto Lei nº. 13.159, de 7 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a mudança de categoria do Manejo das Reservas Ecológicas de Caetés e Dois Irmãos, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**, 2006.

PERNAMBUCO. Decreto nº 40.547, de 28 de março de 2014. Amplia os limites da unidade de conservação Parque Estadual de Dois Irmãos. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**, 2014.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied vegetation science**, v. 12, 2009.

PIOTTO, D. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 205, p. 261–272, 2009. DOI 10.1007/s11258-009-9615-2

PYKE, C. et al. Floristic composition across a climatic gradient in a neotropical lowland forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 12, p. 553-566, 2001.

QUANTUM GIS Development Team. **Quantum GIS Geographic Information System**. Version 2.8.2: Open Source Geospatial Foundation Project. 2015. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org/>>

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2014. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

REZENDE, C.L. et al. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015.

ROCHA, A.E.S.; SILVA, M.F.F. Aspectos fitossociológicos, florísticos e etnobotânicos das palmeiras (Arecaceae) de floresta secundária no município de Bragança, PA, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 657-667, 2005.

ROMERO, A.G.; OROZCO, O.O.; SARMIENTO, L.G. Land-Use Systems and Resilience of Tropical Rain Forests in the Tehuantepec Isthmus, Mexico. **Environmental Management**, v. 34, n. 6, p. 768-785, 2005.

ROBINSON, S.J.B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, 2015. Doi: 10.1007/s10531-015-0982-9.

- SĀNTRŮČKOVÁ, M.; DOSTÁLEK, J.; DEMKOVÁ, K. Assessing long-term spatial changes of natural habitats using old maps and archival sources: a case study from Central Europe. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 1-18, 2005. Doi: 10.1007/s10531-015-0912-x
- SCHNITZER, S.A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in ecology & evolution**, v.17, n.5, p. 223-230, 2002.
- SEGURA, G. et al. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. **Plant Ecology**, v. 169, p. 259–271, 2003.
- SHONO, K.; CADAWENG, E.A.; DURST, P.B. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 620–626, 2007.
- Secretaria de Recursos Hídricos, SRH, **Atlas Bacias hidrográficas de Pernambuco**, Recife, PE, 2006.
- TANSLEY, A.G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, n. 3, 1935.
- TILMAN, D. **Resource Competition and Community Structure**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1982.
- TURNER, M.G. et al. Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. **Ecosystems**, v. 1, p. 511–523, 1998.
- TRZYNA, T. **Global Urbanization and Protected Areas**. Sacramento, California: California Institute of Public Affairs, 2007.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.
- UUEMAA, E.; MANDER, Ü.; MARJA, R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 100-106, 2013.
- WALKER, L.R.; WALKER, J.; HOBBS, R.J. (Edt.). **Linking Restoration and Ecological Succession**. London: Springer, 2007.
- WALKER, L.R.; VELÁZQUEZ, E.; SHIELS, A.B. Applying lessons from ecological succession to the restoration of landslides. **Plant and soil**, v. 324, n. 1-2, p. 157-168, 2009.
- WALKER, L.R. et al. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 725-736, 2010.
- WARDLE, D.A.; WALKER, L.R.; BARDGETT, R.D. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. **Science**, v. 305, n. 5683, p. 509-513, 2004.
- WELLES, J.M.; NORMAN, J.M. Instrument for indirect measurement of canopy architecture. **Agronomy Journal**, v. 83, p. 818-825, 1991.
- WHITFORD, W.G.; RAPPORT, D.J.; DESOYZA, A.G. Using resistance and resilience measurements for ‘fitness’ tests in ecosystem health. **Journal of Environmental Management**, v. 57, p. 21-29, 1999.

XU, H. et al. Partial recovery of a tropical rain forest a half-century after clear-cut and selective logging. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 1044–1052, 2015. Doi: 10.1111/1365-2664.12448

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, v. 5, n. 1, p.160-170, 1998.

APÊNDICE

Apêndice. Lista das famílias e espécies presentes no dossel e sub-dossel das cinco localidades estudadas do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE. As espécies foram identificadas como nativas (N) ou exóticas (E) e como indicadoras da floresta madura (FM), floresta regenerante tardia (FRT) e floresta regenerante inicial (FRI), do dossel (S) e sub-dossel (DS). M1= Floresta madura 1, M2= Floresta madura 2, R1= Floresta regenerante tardia 1, R2= Floresta regenerante inicial menos impactada 2, R3= Floresta regenerante inicial mais impactada.

Família	Espécies	Nativa/ exótica	M1	M2	R1	R2	R3	Dossel	Sub- dossel	Indicadora
Anacardiaceae										
	<i>Anacardium occidentale</i> L.	N			x	x		x	x	FRT- DS
	<i>Mangifera indica</i> L.	E			x			x		
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	N	x	x	x	x	x	x	x	
	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	N	x	x	x	x		x	x	
Annonaceae										
	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	N			x	x		x	x	
Apocynaceae										
	<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	N	x		x		x	x	x	FRT- DS
	<i>Tabernaemontana coriacea</i> Link ex Roem. & Schult.	N	x					x		
	<i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult.	N		x			x	x	x	
Araliaceae										
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	N	x	x	x			x	x	
Areceaceae										
	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	N					x	x		

	<i>Bactris ferruginea</i> Burret	N			x	x	x		x	
	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	E					x	x		
Bignoniaceae										
	Bignoniaceae sp.				x				x	
Boraginaceae										
	<i>Cordia superba</i> Cham.	N		x	x	x		x	x	
Burseraceae										
	<i>Protium giganteum</i> Engl.	N		x				x	x	FM- S
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	N	x	x	x			x	x	FM- DS
Celastraceae										
	<i>Maytenus distichophylla</i> Mart.	N	x	x				x	x	FM- DS
Chrysobalanaceae										
	<i>Couepia rufa</i> Ducke	N				x			x	
	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch Hook. f.	N	x	x				x	x	
Clusiaceae										
	<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey.	N			x			x	x	FRT- DS
	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	N			x			x		
	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	N	x	x					x	
Combretaceae										
	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A. Howard	N	x					x	x	
Elaeocarpaceae										
	<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	N		x				x		

	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	N	x	x		x		x	x	
Erythroxylaceae										
	<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	N	x							x
Euphorbiaceae										
	<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	N	x					x		
	<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	N	x					x		
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	N	x					x	x	FM- DS
	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	N	x	x	x	x	x	x	x	
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	N			x	x		x	x	FRT- S
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	N			x	x	x	x	x	FRT- DS
Fabaceae										
	<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	N			x			x		FRT- D
	<i>Abarema filamentosa</i> (Benth.) Pittier	N				x			x	
	<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	N	x	x		x	x	x	x	FM - DS
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	N	x					x		
	<i>Andira legalis</i> (Vell.) Toledo	N				x		x		
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	N	x	x	x	x		x	x	
	<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	N				x	x	x	x	FRI- DS
	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	N	x	x				x	x	FM -S
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N				x	x	x	x	
	<i>Inga capitata</i> Desv.	N	x	x					x	FM -S
	<i>Inga striata</i> Benth.	N		x					x	
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	N		x	x			x	x	FRT- DS

<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	N			x			x	x	
<i>Machaerium salzmannii</i> Benth.	N		x						x
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	N	x	x				x	x	FM- DS
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	N	x	x	x	x	x	x	x	FRT- D
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	N		x	x			x	x	FRT- D
<i>Tachigali densiflora</i> (Benth.) L.G.Silva & H.C.Lima	N		x				x	x	
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	N		x					x	
Fabaceae sp. 1			x					x	
Fabaceae sp. 2			x				x		
Fabaceae sp. 3		x					x		
Hernandiaceae									
Hernandiaceae sp.		x						x	
Humiriaceae									
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	N	x					x	x	
Lacistemataceae									
<i>Lacistema robustum</i> Schnizl.	N	x			x		x	x	
Lamiaceae									
<i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke	N				x			x	
Lauraceae									
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	N		x					x	
<i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez	N	x	x				x	x	
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	N	x					x	x	
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	N	x	x		x		x	x	FM- D
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	N	x					x		
Lauraceae sp.			x					x	

	Ocotea sp.		x					x		
Lecythidaceae										
	<i>Eschweilera</i> aff. <i>ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	N					x	x	x	
	<i>Eschweilera alvimii</i> S.A. Mori	N	x					x		
	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	N	x	x	x	x		x	x	FRT- S
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	N		x	x	x	x	x	x	FRT- S
Malpighiaceae										
	<i>Heteropterys aenea</i> Griseb.	N	x	x						x
	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	N				x	x	x	x	x
Malvaceae										
	<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	N					x	x	x	
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	N				x		x		
	<i>Luehea ochrophylla</i> Mart.	N		x	x	x		x	x	FRT- DS
	<i>Apeiba</i> sp.			x				x		
Melastomataceae										
	<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	N		x	x			x	x	FRT- S
	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	N					x			x
	<i>Miconia amacurensis</i> Wurdack DC.	N	x	x				x	x	FM- S
	<i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana	N		x				x		
	<i>Miconia lepidota</i> DC.	N	x	x				x	x	FM- DS
	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	N		x			x			x
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	N		x	x			x	x	
Moraceae										

<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	N	x	x	x	x		x	x	FM- D
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	N	x	x	x			x	x	
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	N	x	x				x	x	
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	N	x	x				x	x	FM- DS
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	N		x					x	
Myristicaceae									
<i>Virola gardneri</i> (A. DC.) Warb.	N		x					x	
Myrtaceae									
<i>Campomanesia dichotoma</i> (O. Berg) Mattos	N		x	x	x	x	x	x	FRT- S
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	N	x						x	
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	N	x						x	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	N			x	x		x	x	FRT- DS
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	N			x	x	x	x	x	
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	N			x				x	FRT- S
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	E			x			x		
<i>Eugenia</i> sp.					x			x	
Myrtaceae sp. 1				x				x	
Myrtaceae sp. 2					x			x	
Nyctaginaceae									
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	N			x	x	x	x	x	FRT- DS
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	N		x				x		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	N		x	x		x	x	x	

Ochnaceae

<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	N			x			x	FRI- S
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	N	x				x	x	FM- S

Phyllanthaceae

<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	N	x					x	
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	N			x		x		
<i>Richeria grandis</i> Vahl	N	x					x	

Polygalaceae

<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	N			x			x	
--------------------------------------	---	--	--	---	--	--	---	--

Polygonaceae

<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	N				x		x	
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	N			x	x		x	FRT- DS
<i>Coccoloba parimensis</i> Benth.	N	x	x				x	

Primulaceae

<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	N				x		x	
--	---	--	--	--	---	--	---	--

Rubiaceae

<i>Alseis pickelii</i> Pilger & Schmale	N		x	x	x		x	
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	N				x		x	
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	N		x				x	
<i>Rudgea</i> cf. <i>umbrosa</i> Müll.Arg.	N				x		x	

Rutaceae

<i>Hortia brasiliiana</i> Vand. ex DC.	N	x					x	
--	---	---	--	--	--	--	---	--

Salicaceae

<i>Banara guianensis</i> Aubl.	N			x				x		
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	N		x						x	
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	N	x	x	x	x		x		x	
Sapindaceae										
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	N				x				x	FRT- S
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	N	x	x	x	x				x	
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	N		x						x	
<i>Serjania marginata</i> Casar.	N	x							x	
<i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk.	N		x				x			
<i>Talisia retusa</i> R.S. Cowan	N		x				x			
<i>Serjania</i> sp.			x						x	
Sapotaceae										
<i>Micropholis compta</i> Pierre in Urb	N		x				x			
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D. Penn.	N		x				x		x	
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	N	x					x		x	FM- S
<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni	N	x	x			x	x		x	
Schoepfiaceae										
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	N	x	x				x		x	FM- S
Urticaceae										
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	N				x	x		x	x	FRT- DS
Violaceae										

<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	N	x			x
Sem família					
Indeterminada 1		x			x
Indeterminada 2		x			x
Indeterminada 3		x			x
Indeterminada 4			x		x
Indeterminada 5			x		x
Indeterminada 6				x	x
Indeterminada 7		x			x
Indeterminada 8		x			x
Indeterminada 9		x			x
Indeterminada 10			x		x